

Mogelijke risico’s van vislood in het aquatische milieu

Droge, S.T.J., E.-J. Otten, M.-C. Boerwinkel, E. Peeters, N. van den Brink, I. Roessink

rapport 388
mei 2023

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Wetenschapswinkel

Mogelijke risico’s van vislood in het aquatische milieu

Droge, S.T.J., E.-J. Otten, M.-C. Boerwinkel, E. Peeters, N. van den Brink, I. Roessink

rapport 388
mei 2023

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Colofon

Titel	Mogelijke risico's van vislood in het aquatische milieu
Trefwoorden	Vislood, risico's, aquatische slakken, opgeloste concentraties
Keywords	Lead sinkers, environmental risk, aquatic snails, dissolved concentrations
Opdrachtgever	Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de WUR Wetenschapswinkel, op verzoek van Stichting Gezond Water (SGW).
Projectuitvoering	Droge, S.T.J., E.-J. Otten, M.-C. Boerwinkel, E. Peeters, N. van den Brink, I. Roessink
Projectcoördinatie	I. Roessink
Financiële ondersteuning	Wageningen Wetenschapswinkel
Begeleidingscommissie	Egbert Lobée – Stichting Gezond water Ton de Jong – Stichting Gezond Water Emiel Derks – sportvisserij Nederland Martin Goossen – Hoogheemraadschap Rijnland Lèneke Pfeiffer – Wetenschapswinkel Wageningen
Fotoverantwoording	De foto's, kaartjes en figuren zijn vervaardigd door de auteurs of de meewerkende studenten, tenzij anders aangegeven
Vormgeving	Wageningen University & Research, Communication Services
Druk	RICOH, 's-Hertogenbosch
Bronvermelding	Verspreiding van het rapport en overname van gedeelten eruit worden aangemoedigd, mits voorzien van deugdelijke bronvermelding
ISBN	978-94-6447-675-0
DOI	10.18174/629473

Wageningen, Wetenschapswinkel rapport 388

Mogelijke risico's van vislood in het aquatische milieu

Rapportnummer 388

Dr S.T.J. Droge; E-J Otten; M-C Boerwinkel; Dr ir E.T.H.M. Peeters, prof Dr ir N. J. Van den Brink, Dr ir I Roessink
Wageningen, mei 2023

Stichting Gezond Water

Stichting Gezond Water (SGW) zet zich in voor schoon water en de gezondheid van watersystemen en mensen in Nederland. Hierbij heeft de stichting een brede blik en richt zich op het water zelf, de waterbodem, waterleven en het land dat beïnvloed wordt door het water. SGW heeft geen inkomsten en is afhankelijk van donaties. Vanaf de oprichting ligt de focus op het risico van het gebruik van vislood. Dit omdat lood toxisch is voor zowel mensen (bij eigen fabricage van loodjes en via handcontact vislood) als voor het aquatische milieu.

Wageningen Environmental Research
Onderdeel van Wageningen University & Research

Wageningen Environmental Research draagt door deskundig en onafhankelijk onderzoek bij aan het realiseren van een kwalitatief hoogwaardige en duurzame groene leefomgeving.

Wetenschapswinkel Wageningen University & Research
Postbus 9101
6700 HB Wageningen
(0317) 48 39 08
wetenschapswinkel@wur.nl

Maatschappelijke organisaties zoals verenigingen en belangengroepen, die niet over voldoende financiële middelen beschikken, kunnen met onderzoeksvragen terecht bij de Wageningen Wetenschapswinkel. Deze biedt ondersteuning bij de realisatie van onderzoeksprojecten. Aanvragen moeten aansluiten bij de werkgebieden van Wageningen University & Research: duurzame landbouw, voeding en gezondheid, een leefbare groene ruimte en maatschappelijke veranderingsprocessen.

Inhoud

Voorwoord **7**

Samenvatting **9**

Summary **11**

1 Introductie **13**

1.1 Achtergrondinformatie over de opdrachtgever 13

1.2 Draagvlak voor onderzoek binnen en buiten de aanvragende organisatie 13

1.3 Aanleiding voor het verzoek 13

1.4 Onderzoeksvragen 14

2 Literatuurstudie **15**

2.1 Milieuchemisch gedrag van lood in water/sediment 15

2.2 Ontwikkelingen in regulering van (vis)lood 16

2.3 Milieu-concentraties van lood in Nederland 18

2.3.1 Achtergrond-concentraties van lood in Nederlandse oppervlaktewateren 18

2.3.2 Sediment concentratie van lood in Nederlandse oppervlaktewateren 23

2.4 Jaarlijks emissie van lood via vislood in Nederland 24

2.4.1 Vislooddichtheid bepalingen in wetenschappelijke literatuur 24

2.4.2 Experimentele emissiestudies van opgelost lood uit lood in vaste vorm 24

2.4.3 Schattingen voor Nederlandse oppervlaktewateren 26

2.5 Effect-concentraties van lood op aquatische organismen 27

2.5.1 Opgelost lood 27

2.5.2 Korte termijn effectconcentraties (acuut). 27

2.5.3 Lange termijn effectconcentraties (chronisch) 29

2.5.4 Samenvattende Europese evaluatie van lood effectconcentraties 30

2.5.5 Vislood 31

2.6 Kerninzichten waaruit experimentele opzet is afgeleid 31

3 Experimentele toxiciteitsstudie van waterslakken blootgesteld aan vislood **33**

3.1 Introductie 33

3.2 Materiaal en methode 34

3.2.1 Materiaal 34

3.2.2 Methode van het loodemissie experiment 34

3.2.3 Methode van het blootstellingsexperiment 35

3.2.4 Beëindiging van het experiment 35
3.2.5 Analyse methodes 36
3.2.6 Data-analyse 36
3.3 Resultaten 37
3.3.1 Hardheid, pH, en zuurstofgehalte 37
3.3.2 Ontwikkeling van loodemissie uit splitlood in systemen met alleen water 37
3.3.3 Ontwikkeling van loodemissie uit splitlood in systemen met sediment 40
3.3.4 Effecten van vislood op *Potamopyrgus antipodarum* (modderslak) 41
3.3.5 Effecten van vislood op *Physella acuta* (puntige blaashoorn) 42
3.4 Discussie 43
3.4.1 Emissie van opgelost lood uit vislood 43
3.4.2 Risico van opgelost lood uit vislood voor het aquatische ecosysteem 44
3.4.3 Toekomstige ontwikkelingen voor risico's van zware metalen in het aquatisch milieu afkomstig van sportvisserij. 45

4 Conclusies 47

Referenties 49

Bijlage 1 Kamerstuk 33 118, Nr 41, vraag 77 51

Voorwoord

Stichting Gezond Water probeert vislood van de lijn te krijgen. Via de Wetenschapswinkel heeft de vraag van SGW over de effecten van vislood voor waterorganismen geleid tot dit onderzoek. De resultaten spreken voor zich; vislood veroorzaakt schade bij rode lijst soorten. Bodem en waterbodemverontreiniging door lood is een gegeven, vislood dat bewust of onbewust achter wordt gelaten levert een forse bijdrage ruim 30% van de loodverontreiniging van het water wordt veroorzaakt door sportvisserij, en dat is onnodig!

SGW benadert de overheid (waterschappen, Rijkswaterstaat, provincies, ministeries) en sportvisserijorganisaties (Sportvisserij Nederland, hengelsportverenigingen, Retail) om aan het onnodige loodgebruik en -verlies een eind te maken. Maar naar ons idee wordt daar nog te weinig aan gedaan terwijl voor het zeer zorgwekkende lood in Nederland vanaf 2016 minimalisatieplicht geldt. Er bestaan voor vislood vele alternatieven het zou mooi zijn wanneer daar meer gebruik van wordt gemaakt.

Stichting Gezond Water dankt de Wageningen University & Research voor het enthousiasme en het werk.

Namens Stichting Gezond Water, Ton de Jonge en Egbert Lobée.

Samenvatting

Stichting Gezond Water (SGW) heeft in 2020 de WUR Wetenschapswinkel benaderd om binnen de WUR een studie uit te laten voeren naar de risico's van verloren/losgekoppeld vislood voor het aquatisch milieu. Omdat er in Nederland zowel beroeps- als hobbymatig veel gevist wordt en dit deels op vaste stekken gebeurt, hoopt het verloren lood zich lokaal op. Het gebruik van vislood kent volgens de Waterwet officieel een vergunningplicht, echter hierop wordt niet gehandhaafd door de verantwoordelijke instanties. Er is in 2021 door de Europese instantie ECHA, als verantwoordelijke autoriteit voor regulatie van chemische stoffen, een voorstel ingediend om loodgebruik in de jacht en visserij uit te faseren. Doel is om daarmee de loodemissie naar het milieu te reduceren, en het risico van (directe en indirecte) negatieve effecten van lood op mens en ecosysteem aanzienlijk te verlagen. In 2023 zal de Commissie hierover beslissen. SGW vraagt met dit onderzoek voor extra wetenschappelijke onderbouwing van de inschatting van de risico's van lood voor het aquatische milieu.

Om de invulling van de experimentele fase in dit project over mogelijke risico van vislood op het watermilieu af te bakenen, is literatuuronderzoek gedaan naar mogelijke jaarlijkse hoeveelheid vislood die via hengelsport in het milieu komt, metingen van concentraties van opgelost lood in Nederlands oppervlaktewater, en effectconcentraties van lood in toxiciteitsstudies. Uit beschikbare gegevens van diverse meetlocaties blijkt dat het jaarlijks gemiddelde in heel Nederland onder de milieukwaliteitseis (JG-MKE) van 1,2 µg/L vrij-opgelost lood ligt, slechts sporadisch is een gemeten waarde boven de 1,2 µg/L gerapporteerd. Ter vergelijking, Nederlands regenwater heeft een gemiddelde loodconcentratie van 0,9 µg/L. Waterslakken lijken de gevoeligste waterdieren voor opgelost lood te zijn, met een grenswaarde waaronder geen langdurige effecten worden gevonden van 12 µg/L. Bovendien blijkt de giftigheid van lood afhankelijk van enkele watercondities, zoals zwevende stof in de waterkolom, water hardheid, en pH. Uit één experimentele emissiestudie met 4 loodkorrels in sediment-water systemen bleek dat bij neutrale pH loodconcentraties kunnen voorkomen die boven de JG-MKE liggen.

De emissiestudie met loodkorrels is als uitgangspunt genomen voor de experimentele projectfase. Een dosis-effect relatie is onderzocht met waterslakjes, met 4 verschillende dichtheden van 3 mm splitlood (0, 4, 20, 100 loodjes per pot met 1 liter water) zowel met als zonder laagje van 2 cm fijn sediment. Na 4 weken incubatie van het lood zijn slakken blootgesteld gedurende 4 weken. Opgeloste loodconcentraties (gefilterd over 45 µm) waren ook in het huidige experiment met 4 loodjes per liter water boven de JG-MKE in testsystemen zonder sediment, maar in geen van de blootstellingen aan vislood was een significant effect op sterfte of groei op de (sub-)adulte *Physella acuta* waarneembaar. In testsystemen met sediment was het merendeel van vrijgekomen lood gebonden aan sediment, maar waren met 20 loodjes per liter water in alle replica's de opgeloste loodconcentraties boven de JG-MKE na 56 dagen. De waterslak *Physella acuta* ondervond geen effecten van lood op sterfte, maar in vergelijking met de controle groep was de groei van de slakken significant lager bij 4 loodjes per pot met 1 liter water. Dit komt overeen met 108 cm^2 loodobject per m^2 sedimentoppervlakte (1,1% van bodemoppervlak is lood). De emissiesnelheid van splitlood op sediment is bepaald op 3,1-3,8 mg/cm^2/jr (0,26% van het vislood per jaar).

De resultaten van de laboratorium studie geven aan dat bij de laagst geteste looddichtheid (loodobjecten beslaan 1,1% van bodemoppervlak), verloren vislood op de waterbodemoppervlakte in stagnant water een milieurisico oplevert. De looddichtheid in deze studie lag ruim hoger dan op typische vislocaties (Engeland, Wales, VS).De risico's van loodemissie zou nog beter kunnen worden getoetst op juveniele slakjes die een grotere groei doormaken dan de nu gebruikte sub adulte individuen. Het realistische risico voor waterdieren van opgelost lood dat vrijkomt uit vislood in Nederlandse watersystemen is nog lastig in te schatten. Hiervoor is meer inzicht nodig in bijvoorbeeld de looddichtheid op populaire vislocaties, de mate waarin het vislood aan de sedimentoppervlakte ligt, de verdunningsfactor (doorstroomsnelheid), de sedimentatie snelheid van zwevende deeltjes (afdekking lood), en invloed van baggeren. De oppervlakte van loodobjecten op locaties waar veel sportvisserij wordt beoefend lijkt (nog) niet direct bepaald in Nederland, en zou gezien de decennialange nalevering van lood dat al aanwezig is in het milieu nader onderzocht moeten worden.

Summary

Stichting Gezond Water (SGW) approached the Science Shop of the WUR in 2020 with the question to investigate the risks of lost/released fishing lead to the aquatic environment. Since both professional and recreational fishing activities are very abundant in the Netherlands, and can occur on rather fixed locations lost lead accumulates locally. The use of fishing lead is officially subject to licensing under the Water Act, but this is not enforced by the responsible authorities. In 2021, the European body ECHA, as the authority responsible for regulating chemicals, submitted a proposal to phase out the use of lead in hunting and fishing. The aim is to reduce lead emissions to the environment and significantly reduce the risk of (direct and indirect) negative effects of lead on humans and ecosystems. The Commission will make a decision in 2023.

To delineate the interpretation of the experimental phase in this project on possible risks of fishing lead on the aquatic environment, literature research was conducted on the possible annual amount of fishing lead entering the environment via angling, measurements of concentrations of dissolved lead in Dutch surface water, and effect concentrations of lead in toxicity studies. Available data from various measurement sites show that the annual average throughout the Netherlands is below the environmental quality requirement (JG-MKE) of 1.2 µg/L free-dissolved lead, only sporadically has a measurement value above 1.2 µg/L been reported. In comparison, Dutch stormwater has an average lead concentration of 0.9 µg/L. Aquatic snails appear to be the most sensitive aquatic animals to dissolved lead, with a limit value of 12 µg/L below which no long-term effects are found. Moreover, lead toxicity appears to depend on certain water conditions, such as suspended solids in the water column, water hardness and pH. A previous experimental emission study with 4 lead pellets in sediment-water systems showed that lead concentrations above the JG-MKE can occur at neutral pH.

The emission study with lead pellets was taken as a starting point for the experimental project phase. A dose-effect relationship was investigated with water snails, with 4 different densities of 3 mm split lead sinkers (0, 4, 20, 100 lead sinkers per jar containing 1 liter of water) both with and without a layer of 2 cm of fine sediment. After 4 weeks of lead incubation, snails were exposed for yet another 4 weeks. Dissolved lead concentrations (filtered over 45 µm) were also above the JG-MKE in the present experiment with 4 leads per liter of water in test systems without sediment, but no significant effect on mortality or growth on the (sub-)adult *Physella acuta* was detected. In test systems with sediment, most of the released lead was bound to sediment, but at 20 sinkers per liter of water in all replicates, dissolved lead concentrations were above the JG-MKE after 56 days. The water snail *Physella acuta* experienced no effects of lead on mortality, but compared to the control group, snail growth was significantly lower at 4 lead sinkers per jar of 1 liter of water. This corresponds to 108 cm2 of lead object per m2 of sediment surface area (1.1% of bottom surface area is lead). The emission rate of split lead on sediment was determined to be 3.1-3.8 mg/cm2/yr (0.26% of fish lead per year).

The results of this laboratory study indicate that at the lowest density tested (lead sinkers covering 1.1% of bottom surface), lost sinkers on the water bottom surface in stagnant water pose an environmental risk. Lead densities in this study were well above those at typical fish sites (England, Wales, USA). Lead emission risks could be further tested on juvenile snails that experience greater growth than the sub-adult individuals currently used. The realistic risk to aquatic animals from dissolved lead released from sinkers in Dutch water systems is still difficult to estimate. For this, more insight is needed into, for example, the density of sinkers at popular fish sites, the extent to which sinkers stay at the sediment surface, the dilution factor (flow rate of water), the sedimentation rate of suspended solids (covering sinkers), and the influence of dredging. The area of lead objects at locations where there is a lot of recreational fishing activity seems not (yet) to be identified in the Netherlands, and should be further investigated in view of the decades-long lead backlog already present in the environment.

1 Introductie

1.1 Achtergrondinformatie over de opdrachtgever

Stichting Gezond Water (SGW) zet zich in voor schoon water en de gezondheid van watersystemen en mensen in Nederland. Hierbij heeft de stichting een brede blik en richt zich op het water zelf, de waterbodem, waterleven en het land dat beïnvloed wordt door het water. SGW heeft geen inkomsten en is afhankelijk van donaties. Vanaf de oprichting ligt de focus op het risico van het gebruik van vislood. Dit omdat lood toxisch is voor zowel mensen (bij eigen fabricage van loodjes en via handcontact vislood) als voor het aquatische milieu. Hiernaast is er tevens aandacht voor 'vispluis' (de resten aan draad die in kluwens kunnen aanspoelen), plastic en kunstaas. Omdat SGW impact wil hebben en ambitieus is, is het aantal onderwerpen beperkt zodat ze een duidelijke focus kan houden.

1.2 Draagvlak voor onderzoek binnen en buiten de aanvragende organisatie

De stichting is al sinds 2018 met deze materie bezig en heeft dit onderwerp tot op verschillende bestuurlijke niveaus op de agenda gezet dan wel geprobeerd te zetten. Daar vislood het belangrijkste aandachtspunt binnen de focus van de stichting is, is er een grote wens van de stichting om dit met wetenschappelijk onderbouwde argumenten te kunnen onderbouwen. Mede omdat de stichting de nodige weerstand ondervindt in verschillende (bestuurlijke) lagen van de samenleving om dit onderwerp geagendeerd te krijgen. Omdat het verlies van vislood door vissers een neveneffect is van o.a. de hengelsport is het een onderwerp dat in geheel Nederland (en ook daarbuiten) speelt [1, 2].

1.3 Aanleiding voor het verzoek

Vislood is een product dat in het milieu terecht komt als lood loslaat/loskoppelt van het vistuig of het vistuig zelf beschadigd raakt. Omdat er in Nederland zowel beroeps- als hobbymatig veel gevist wordt en dit deels op vaste stekken gebeurt, hoopt het verloren lood zich lokaal op. Een ophoping van zware metalen, zoals lood, in het milieu kan zeer onwenselijke effecten op aquatische evertebraten, vissen en andere wilde dieren. Hierbij dient opgemerkt te worden dat lood verschillende vormen kent en dat vooral het opgeloste lood voor het milieurisico zorgt, evenals looddeeltjes die door dieren kunnen worden opgegeten en in de maag oplossen. Evertebraten worden blootgesteld aan de opgeloste lood concentraties terwijl vissen en andere dieren het vislood ook kunnen binnenkrijgen tijdens het voedsel zoeken.

Het gebruik van vislood kent volgens de waterwet officieel een vergunningplicht, zoals gesteld op 18 november 2016 door de Minister van lnfrastructuur en Milieu in de beantwoording van kamervragen (Zie Bijlage: Kamerstuk 33 118, Nr 41, vraag 77). Echter, hierop wordt niet gehandhaafd door de verantwoordelijke instanties. Hoewel er convenanten gesloten zijn, die o.a. door Sportvisserij Nederland worden ondersteund, om het gebruik van vislood uit te faseren is de bijbehorende termijn waarop dit moet gebeuren erg lang. Dit samen met de enorme hoeveelheid lood die verloren wordt, de onduidelijkheid over het gedrag van lood in het Nederlandse oppervlaktewater en het type organismen dat mogelijk op verschillende manieren wordt blootgesteld, maakt dat dit probleem mogelijk een hogere urgentie verdiend dat het momenteel krijgt. De Stichting Gezond Water heeft de wetenschapswinkel van Wageningen UR benaderd om antwoorden te krijgen op deze vragen.

WENR heeft dit project opgepakt in de vorm van een literatuurstudie en een experimentele laboratorium studie in samenwerking met de vakgroep Aquatic Ecology and Water Quality Management van Wageningen Universiteit.

1.4 Onderzoeksvragen

De hoofdvraag is gedefinieerd als zijnde in welke mate vislood onderdeel is van de aanwezige lood verontreiniging van oppervlaktewater en welke risico's dit lood met zich mee kan brengen voor het milieu. Om dit te kunnen beantwoorden is deze vraag onderverdeeld in verschillende deelvragen:

1. Wat zijn de concentraties van opgelost lood in het Nederlandse oppervlaktewater en hoe verhouden deze zich dit tot de toxiciteit van opgelost lood voor de verschillende aquatische organismen?
2. Wat is het gedrag van vislood in het Nederlandse oppervlaktewater? Komt het opgeloste lood inderdaad vrij en heeft dit een direct effect op het waterleven te hebben of zijn er andere blootstellingsroutes, zoals ingestie van lood, waardoor biota nadelige effecten kan ondervinden?
3. In welke mate levert verloren vislood een risico voor waterorganismen?

In antwoord op deelvraag 1 schetst een literatuuronderzoek een beeld van het milieuchemisch gedrag van opgelost lood (Hoofdstuk 2.1), de loodconcentraties in het Nederlands aquatische milieu (Hoofdstuk 2.2), en huidige stand van kennis over effectconcentraties op aquatische organismen (Hoofdstuk 2.3). Omdat opgelost lood onder invloed van eigenschappen van het water in verschillend vormen aanwezig kan zijn, en daarmee in meer of mindere mate beschikbaar is voor opname in aquatische organismen, is het milieuchemisch gedrag van lood deels bepalend voor mogelijke milieuschade. In dit rapport worden de gemeten concentraties van opgelost lood in Nederland vergeleken met milieukwaliteitseis waardes, en de laagste concentraties die mogelijk schadelijke blijken uit recente toxiciteitsstudies met aquatische organismen.

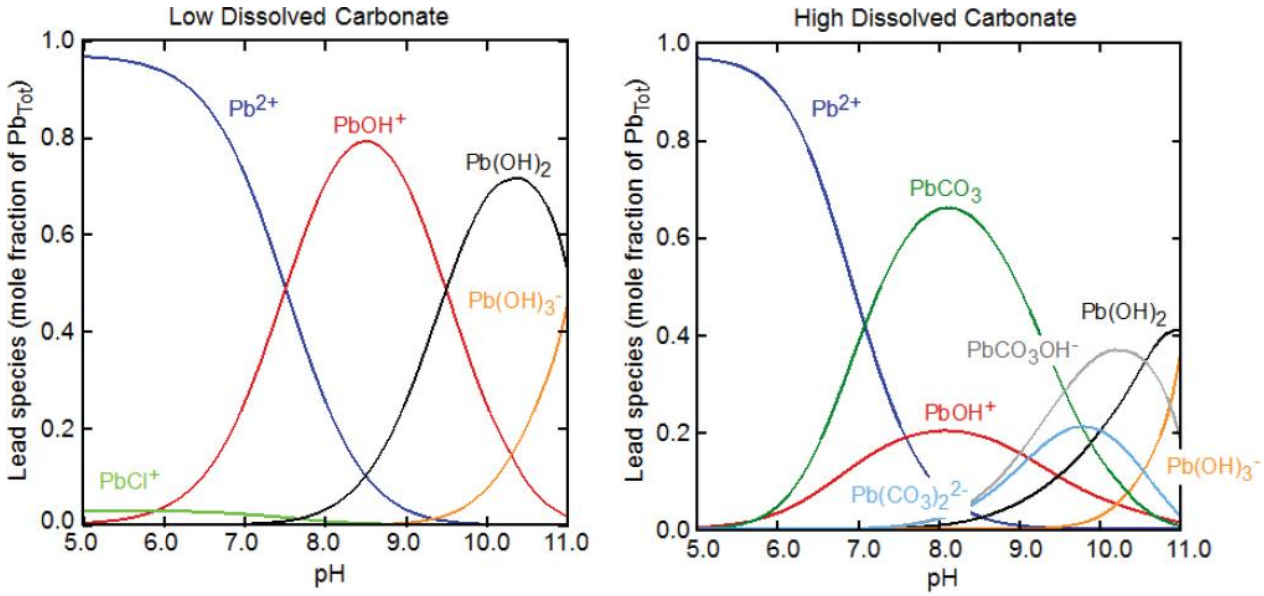
In antwoord op deelvraag 2 kan worden gesteld dat de schade die lood afkomstig uit jacht en visserij kan aanrichten aan watervogels via ingestie tot nu toe de voornaamste reden voor zorg is geweest, wat in meerdere landen al tot restricties en regulering heeft geleid. Er wordt een kort overzicht gemaakt van internationale reguleringen op het gebied van vislood. Enkele monitoringsstudies die de hoeveelheid vislood per vislocatie hebben bepaald zullen worden besproken, waaruit conclusies worden getrokken over de (her)haalbaarheid van dit soort metingen binnen dit project. Ingestie door aquatische organismen zoals op de bodem foeragerende vissen is voor zover bekend niet onderzocht.

In antwoord op deelvraag 3 kan ten eerste worden gesteld dat het risico van loodvervuiling op aquatische evertebrate organismen in talrijke studies is onderzocht, onder verschillende omstandigheden zoals in Hoofdstuk 2.3 in dit rapport is weergegeven. Deze studies gaan echter allemaal uit van gecontroleerde blootstelling aan opgelost lood. Studies naar de koppeling van jaarlijks verlies van vislood en mogelijke risico's gerelateerd aan deze bron van opgelost lood zijn we echter niet tegengekomen. Eén corrosie studie met vislood wordt bediscussieerd waarin verschillende omstandigheden zijn getoetst waarbij opgelost lood kan vrijkomen uit loodkorrels. Aan de hand van deze studie is ingeschat dat een experimentele toxiciteitsstudie met vislood kan worden opgezet die zou kunnen aantonen of verlies van vislood een mogelijk risico vormt voor aquatische organismen.

2 Literatuurstudie

2.1 Milieuchemisch gedrag van lood in water/sediment

Vislood komt in vaste vorm (Pb(s)) in het water terecht en wordt voornamelijk door oxidatie omgezet naar opgeloste vormen. Lood komt eerst in de instabiele vorm 'PbO' en gaat vandaar over naar andere opgeloste vormen (Figuur 2.1). Zoals aangegeven in de grafieken zal bij pH lager dan 6.5 de opgeloste vorm Pb^{2+} dominant zijn. Afhankelijk van de hardheid van het water is bij pH 7-9 de dominante vorm $PbOH^+$ of $PbCO_3$. Een deel van het lood zal in de waterboden terecht komen. Onder anaerobe omstandigheden is lood stabiel en zal nauwelijks corroderen en dus vrijwel niet oplossen in de water fase. Dit geldt ook voor sedimentenlagen enkele millimeters onder het oppervlak.



Figuur 2.1 Een voorbeeld van het effect van twee waterkwaliteitsparameters op lood in water. Het laat de dominante lood soorten als een functie van pH bij lage (links) en hoge (rechts) opgeloste totaal carbonaat-gehaltes zien. Overgenomen van National Academies of Sciences (2017)[3].

Lood bindt vrij sterk aan in de waterkolom zwevende deeltjes (SPM, 'suspended particular matter'). Aangezien niet wordt verwacht dat de gebonden fractie van lood via de huid of kieuwen wordt opgenomen in het weefsel van waterorganismen, is de giftigheid van lood in oplossing mede afhankelijk van het zwevend stofgehalte [SPM]. De opgeloste fractie van lood staat in evenwicht met de concentratie gebonden aan SPM. Het RIVM stofdossier van lood (https://rvszoeksysteem.rivm.nl/stof/detail/877) geeft voor zwevende stof een bindingsratio "K_p" 646.000 L/kg [4] (logK_p van 5.81). Deze bindingsratio geeft aan dat bij een opgeloste waterconcentratie van bijvoorbeeld 1 µg/L, de concentratie lood gebonden aan zwevend stof 646.000 µg/kg is (646 mg/kg). Als de SPM-gehalte in kg/L wordt uitgedrukt, is de relatie tussen de fractie opgelost lood ($f_{opgelost}$) ten opzichte van de totale hoeveelheid lood in de water matrix te berekenen via K_p met de volgende vergelijking:

$$f_{opgelost} = \frac{1}{1 + (K_P \cdot [SPM])}$$

Bij een typisch SPM-gehalte van 10 mg/L (=0.00001 kg/L), en de K_p van 646.000, is de vrij-opgeloste fractie voor lood maar 13% van de totale lood aanwezig in de waterkolom:

$$f_{opgelost} = \frac{1}{1 + (646.000 \cdot 0.00001)} = 0.13$$

Uit bovenstaande berekening blijkt dat een milieurelevante concentratie [SPM] van 10 mg/L de toxiciteit sterk kan beïnvloeden (zie ook sectie 2.5.2). Aangezien zwevende deeltjes in de waterkolom in veel gevallen grotendeels organisch materiaal zijn, is de K_p ook in een versimpelde schatting vergelijkbaar met de fractie organische materiaal in sediment. Dit zou voor een sediment met 10% organisch materiaal betekenen dat een vrij opgeloste waterconcentratie van 1 µg/L in evenwicht is met een sediment concentratie van 64,6 mg/kg.

De binding van lood aan SPM en sediment is afhankelijk van meerdere variabelen, zoals pH (zie Figuur 2.1), zoutgehalte, concentraties ander zware metalen, organisch koolstof gehalte, en wellicht ook het kleigehalte en de type kleimineralen. Omdat waterconcentraties sterk kunnen fluctueren, en het bindingsproces niet instantaan is, zal in oppervlaktewater een bepaalde waterconcentratie niet overal in evenwicht zijn met de sedimentconcentratie. De sedimentconcentratie zal niet altijd de bovenliggende waterconcentratie bepalen omdat de uitwisseling niet snel genoeg verloopt. Bovendien kan de sedimentconcentratie ruimtelijk variabel zijn in de bovenste centimeters, bijvoorbeeld door historische vervuiling in een diepere sedimentlaag welke op specifieke plekken bloot komt te liggen, of juist depositie met recent vervuild zwevend materiaal.

2.2 Ontwikkelingen in regulering van (vis)lood

Lood is door het RIVM aangemerkt als zeer zorgwekkende stof (ZZS, sinds 2-12-2013 op lijst), en opgenomen op de lijst van 45 stoffen vastgesteld in de Richtlijn prioritaire stoffen uit de 2013 Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Voor ZZS stoffen geldt in Nederland op grond van het Activiteitenbesluit een minimalisatieplicht middels vervanging door minder gevaarlijke stoffen en technieken. Loodconcentraties worden daarom regelmatig gemonitord op meerdere locaties in Nederland. Oorspronkelijk golden de MTR-waarden (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) uit de Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewater als wettelijke toetswaarden. Voor het ecosysteem is het MTR het maximale niveau waarbij 95% van de potentieel aanwezige soorten in een ecosysteem zijn beschermd. De MTR was voor 2009 bepaald op totaalconcentratie van 220 µg/L, en MTR opgelost op 11 µg/L (wat in dit geval maar 5% van de totaal concentratie is).

Vanuit de KRW zijn er oppervlaktewater normen voor lood bepaald. De Europese KRW onderscheidt twee soorten milieukwaliteitsnormen: de Jaargemiddelde Milieukwaliteitseis (JG-MKE), die bescherming moet bieden tegen effecten van langdurige blootstelling, en de Maximaal Aanvaardbare Concentratie Milieukwaliteitseis (MAC-MKE), gericht op kortdurende concentratiepieken. De normen voor lood zijn vastgelegd in het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water 2009 (BKMW).

De Europese JG-MKE voor lood in water is eerst op 7,2 µg Pb/L gezet (metingen in over 0.45 µm gefilterd water), en de MAC-MKE op 14 µg Pb/L, waarbij geen verschil was tussen zoet en zout. De recentelijk herziene JG-MKE voor biologisch beschikbare concentraties van de stoffen zijn verlaagd tot 1,2 µg Pb/L voor zoetwater[5]. Ter vergelijking: in het drinkwaterbesluit is als norm 10 µg Pb/L opgenomen[6]. De grootste bron van lood in drinkwater is afkomstig uit het leidingwerk, gezien concentraties in drinkwater direct na het zuiveren doorgaans lager zijn dan 1 µg Pb/L (Dunea, n.d.). Tabel 2.1 geeft het verloop van de kwaliteitseisen weer.

Tabel 2.1 Milieukwaliteitseisen voor lood in zoetwater in Nederland.

<2009	2009 BKMW	Sinds 2013 KRW
MTR opgelost: 11 µg/L	JG-MKE: 7,2 µg/L	JG-MKE vrij opgelost: 1,2 µg/L
	MAC-MKE: 14 µg/L	MAC-MKE: 14 µg/L
MTR totale conc.: 220 µg/L		Streefwaarde totaal opgelost 5,3 µg/L
Oppervlaktewater achtergrondconcentratie: 0.2 µg/L (NW4 1998)		
MTR sediment (droge stof): 530 mg/kg		
Sediment achtergrondconcentratie: 85 mg/kg (RIVM 1997)		

Meerdere soorten vogels gebruiken klein grind om vertering van voedsel in hun maag te faciliteren. De grootte van dit ingenomen materiaal is afhankelijk van de grootte van de betreffende vogel maar het omvat de diameter van losse loodkorrels. Inname van losse loodkorrels, of lood afkomstig van vistuig via een prooi, leidt in het zure milieu van de maag tot snelle opname van opgelost lood in het maagsap, waarna er meerdere toxicologische responsen kunnen optreden, mogelijk met sterfte tot gevolg [2]. Inname van vast lood is gedocumenteerd in meerdere soorten vogels waarbij inname van een enkele loodkorrel kan al overschrijding van maximaal veilige bloedwaarden kan opleveren [2]. Om vogelsterfte, waaronder zwanen, als gevolg van loodvergiftiging terug te dringen is in Engeland en Wales al in 1987 een verbod op vislood in de gewichtsklasse 0.1 – 30 g ingesteld [7]. In Denemarken geldt sinds 2002 een verbod op verkoop en import van vislood. In Noord-Amerika is de afname van populaties van IJsduikers ('common loon', *Gavia immer*) als gevolg van loodvergiftiging reden tot strenge regulering in enkele staten (New Hampshire 2000, New York en Vermont 2004, Massachusettes en Maine 2013). In het huidige project kan experimenteel werk aan risico's van vislood voor watervogels helaas niet ingepast worden daar dit specifieke test faciliteiten en vergunningen nodig heeft. Verder is het ook van weinig toegevoegde waarde omdat dit al relatief uitgebreid is beschreven[2].

Vanaf 15 februari 2023 geldt er in de EU een verbod van het gebruik van loodhagel in de jacht "in watergebieden of op 100 meter of minder van watergebieden". Deze wet is in januari 2021 aangenomen (Regulation (EU) 2021/57), na verzoek van de Commissie in 2015 aan de Europese regulerende instantie European Chemicals Agency (ECHA) naar wetenschappelijke onderbouwing voor gebruik van lood in wetlands. In aanvulling op deze verkenning naar wetlands heeft in juli 2019 de Europese Commissie ECHA verzocht het breder gebruik van lood in munitie en in de visserij te onderzoeken en waar nodig beperkingen voor te stellen. In februari 2021 heeft ECHA een EU Annex XV voorstel opgesteld met onderbouwing om loodgebruik voor munitie en visserij in EU grotendeels stop te zetten [8]. Het rapport gaat in op productie en gebruik van lood, het chemische gedrag van lood in het milieu, milieueffecten op terrestrische en aquatische systemen, waar vooral veel aandacht aan risico's voor vogels gegeven wordt, en er wordt gekeken naar haalbare alternatieven. Daarnaast worden er de "predicted no effect concentration" (PNEC) waarden gegeven voor zoet en zout water en sediment (zie Hoofdstuk 2.5). De PNEC-waarden zijn gestandaardiseerd op opgeloste lood concentraties en toegespitst op realistische Europese ecoregios. Deze waarden kunnen worden gebruikt in een risicobeoordeling van lood wanneer de concentraties in water of sediment beschikbaar zijn. ECHA stelt in het Annex XV voorstel een verbod voor op het in de handel brengen en het gebruik van (met overgangsperioden afhankelijk van type en gewicht):

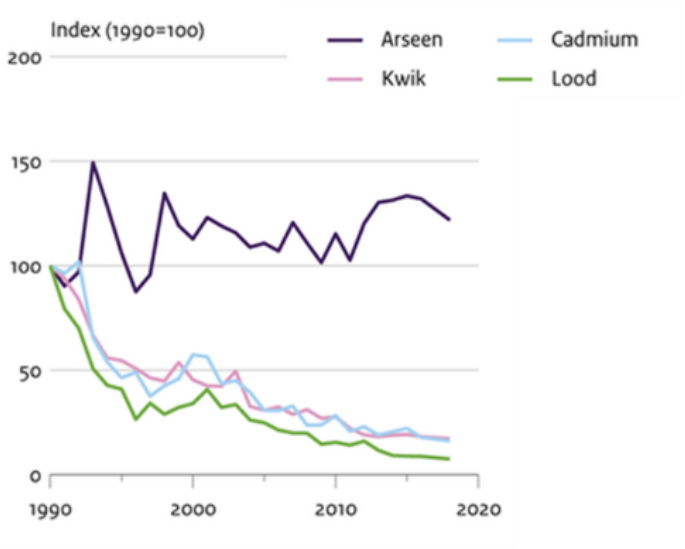
- Loodjes en visaas ≤ 50 g: drie jaar.
- Loodjes en visaas > 50 g: vijf jaar.

Het hierop volgende geconsolideerde advies van zowel het Comité risicobeoordeling (RAC) en het Comité sociaaleconomische analyse (SEAC) van ECHA (31 mei-3 juni 2022) ondersteunt dit beperkingsvoorstel, met als toevoeging een kortere uitfaseringsperiode voor loodhagel dan 5 jaar (ECHA/NR/22/11). Het voorstel van de Commissie tot wijziging van de lijst van stoffen waarvoor op basis van Bijlage XVII bij REACH beperkingen gelden, zal door de EU-lidstaten in het REACH-comité ter stemming worden voorgelegd (begin 2023). Als de restrictie wordt aangenomen geldt deze vanaf eind 2023. Verkoop en gebruik van klein lood <50 g zal dan eind 2026 uitgefaseerd kunnen zijn.

2.3 Milieu-concentraties van lood in Nederland

2.3.1 Achtergrond-concentraties van lood in Nederlandse oppervlaktewateren

Lood komt in het oppervlaktewater via meerdere routes en processen. De lood concentratie in het influent en effluent van rioolwaterzuiveringen is sinds 1990 gedaald (Figuur 2.2) [9]. Begin jaren negentig heeft de overheid afspraken gemaakt met de industrie om de emissies van diverse stoffen te reduceren. Voor 1985 was loodvrije benzine bijvoorbeeld een uitzondering, sinds 1996 is vrijwel alle benzine loodvrij. Daardoor is de concentratie van lood in lucht en hemelwater in Nederland fors gedaald. En bleek de gemiddelde loodconcentratie in afstromend hemelwater van daken en wegen in woonwijken tussen 2007 en 2020 significant lager te zijn dan vóór 2007, een daling van 30 naar 16 µg/L. Desalniettemin blijft deze stroom nog altijd een mogelijke hotspot voor lood in het afvalwater/oppervlaktewater.



Figuur 2.2 Concentraties voor lood en andere zware metalen in Nederland in effluent bij zuivering stedelijk afvalwater (CBS 2019).

Loodconcentraties in zoet oppervlakte water in de periode van 1985 tot en met 2001 varieerden tussen de 1.8 en 14,1 µg/L [11] (Tabel 2.2, Figuur 2.2). Er lijkt voor deze data set geen duidelijk onderscheid te zijn gemaakt tussen totale waterconcentraties en gefilterde waterconcentraties, wat vergelijking met huidige normering lastig maakt. De (totaal-)concentraties van lood in de periode tot en met 2002 lagen onder het maximaal toelaatbaar risico (220 µg/L) maar deels boven de streefwaarden (5,3 µg/L), en boven de toen geldende Europese jaarlijkgemiddelde milieukwaliteitseis (JG-MKE) van 7,2 µg/L.

Tabel 2.2 Loodconcentraties (opgelost, in µg/L) in zoet oppervlaktewater in de periode van 1985 tot en met 2001. Aangepast overgenomen (CBS et al., 2004).

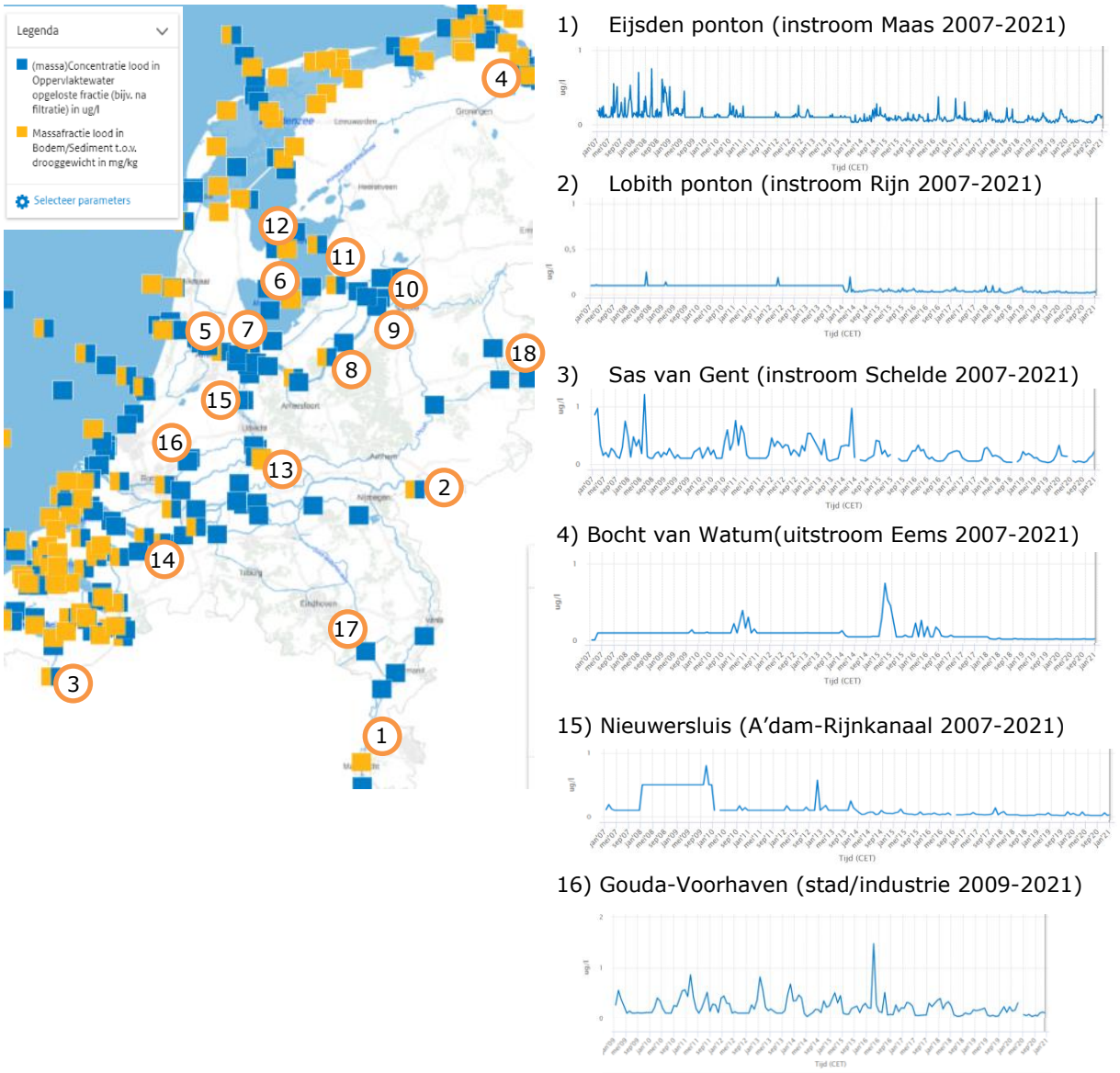
	Gemiddelden van 90-percentiel concentraties (µg/L)[A]					
	1985	**1990**	**1995**	**1999**	**2000**	**2001**
Rijn	6,6	7,4[b]	6,4	4,4	4,8	4,2
Maas	11,5	10,8	13,5	10,4	11	6,6
Schelde	8,2	4,4	5,5	8,4	7,6	5,1
IJsselmeer	2,4	4,4	3,5	3,3	1,8	1,9
rijkswateren	7,4	7,1	8	6,2	6,2	5,4
regionale wateren	13,7	8,9	9	10,7	12,6	14,1

[a] Een 90-percentiel is het concentratieniveau dat in 10% van de metingen wordt overschreden. De getallen wijken iets af van voorgaande jaren vanwege een andere berekeningsmethode.

[b] Rode getallen liggen boven de toen geldende Europese jaarlijkgemiddelde milieukwaliteitseis (JG-MKE) van 7,2 µg/L.

De website van Rijkswaterstaat (https://waterinfo.rws.nl/) is geraadpleegd om een eerste overzicht te krijgen van meer recente loodconcentraties voor een brede selectie meetlocaties van Rijkswaterstaat in Nederland, ter vergelijking met de huidige JG-MKE van 1,2 µg/L (Tabel 2.1). De kaart van Nederland met meetlocaties van "gefilterd" water (blauw vierkant) en sediment (oranje vierkant) is weergegeven in Figuur 2.3. Vrijwel alle sediment metingen zijn eenmalig uitgevoerd per locatie. Meerdere van de aangegeven locaties zijn losse watermetingen van voor 2000. Alleen locaties waar in de periode na 2005 is gemeten zijn verder onderzocht. Van meerdere locaties is het meetwaarde-profiel van de afgelopen 15 jaar in meer detail weergegeven, en de achterliggende data is gebruikt om het mediaan van de loodconcentraties (50 percentiel) en hoog niveau van loodconcentraties over langere termijn (95 percentiel) te bepalen.

Zoals uit de concentratie-profielen in Figuur 2.3 blijkt, is de gefilterde waterconcentratie van lood op de aangegeven locaties zelden hoger dan de JG-MKE van 1,2 µg/L. De instroomconcentratie van lood in water in de Rijn tussen 2007-2021 ligt lager (alles <0,2 µg/L) dan die in de Schelde (< 1,2 µg/L) en de Maas (< 0,7 µg/L). Over het algemeen is de uitstroomconcentratie van de Eems relatief laag, op een piek in 2015 na. Over het algemeen lijken concentraties in de afgelopen 5 jaar lager dan de 10 jaar ervoor. Het Amsterdam-Rijnkanaal, ter hoogte van Nieuwersluis, heeft een profiel van loodconcentraties vergelijkbaar met de instroom van de Rijn. De stedelijk/industrie-locatie Gouda-Voorhaven lijkt een meer vervuilde locatie, met een grillig patroon van pieken van loodconcentraties te geven (Tabel 2.3, 95-pct = 0,43 µg/L; 50-pct = 0,22 µg/L), maar alsnog onder de 1 µg/L. Op de locatie Nederweert werd een relatief hoge waarde van 0.807 in december 2020 gegeven, en blijkt het vergelijkbaar beeld met de locatie Gouda-Voorhaven (Tabel 2.3, 95-pct = 0,43 µg/L, 50-pct = 0,17 µg/L).



Figuur 2.3 Monsterlocaties voor lood in Nederland in oppervlaktewater en sediment (waterinfo.rws.nl), en concentratieprofielen in oppervlaktewater (gefilterd) in de afgelopen 15 jaar met concentratie op de y-as van 0 - 1 µg/L (behalve y-as van 0 - 2 µg/L voor locatie 16, metingen sinds 2009).

Tabel 2.3 Metingen uit monitoringprogramma van lood in Nederlands oppervlaktewater.

#	locatie	Opgelost lood 2005-2020 (µg/L gefilterd)	Sediment concentratie 2005-2020 (mg/kg dw)
1	Eijsden/Borgharen	95-pct = 0,25 µg/L; 50-pct = 0,059 µg/L	n.g.
2	Lobith	0,058 (2020)	29,6
3	Sas van Gent	0,237 (2020)	100
4	Dollard-Eems	0,026 (2020)	22-47,4
5	Amsterdam IJ-tunnel	0,02 (2020)	190
6	Markermeer midden	0,02 (2020)	10
7	Pampus oost	0,02 (2020)	3
8	Veluwemeer/Wolderwijd	0,045 (2020)	15
9	Reevediep	0,052 (2020)	n.g.
10	Kampen	0,023 (2020)	n.g.
11	Ketelmeer	0,029 (2020)	74
12	Andijk	0,02 (2020)	27
13	Hagestein	0,033 (2020)	54
14	Bovensluis	0,043 (2020)	90
15	Nieuwesluis	95-pct = 0,14 µg/L; 50-pct = 0,07 µg/L	n.g.
16	Gouda-Voorhaven	95-pct = 0,43 µg/L; 50-pct = 0,22 µg/L	n.g.
17	Nederweert	0,807 (2020); 95-pct = 0,43 µg/L, 50-pct = 0,17 µg/L	n.g.
18	Enschede Vitens	0,021 (2020)	n.g.

n.g.: geen metingen op deze locaties.

In een meer gedetailleerd overzicht naar loodconcentraties gemeten in kleinere waterstromen, is gebruik gemaakt van het Waterkwaliteitsportaal van het Informatiehuis Water, waarop landelijke overzichten van de Nederlandse waterkwaliteit kunnen worden ingezien (https://www.waterkwaliteitsportaal.nl/WKP.WebApplication/Beheer/Data/Bulkdata).

Via het Waterkwaliteitsportaal zijn voor het jaar 2021 alle loodmetingen verzameld zoals gerapporteerd door de Nederlandse Waterschappen, en geanalyseerd op overschrijding van de milieukwaliteitseis (MKE). Hierbij moet opgemerkt worden dat hier geen onderscheid tussen de verschillende bronnen gemaakt kan worden. Tabel 2.4 geeft een overzicht van alle loodconcentratie metingen van gefilterde watermonsters ("opgeloste fractie (bijv. na filtratie)") van 18 waterschappen/hoogheemraadschappen. Metingen van Waterschap Scheldestromen zijn niet meegenomen omdat de kwantificatie-limiet van loodconcentraties (5 µg/L) hoger ligt dan de jaarlijks gemiddelde milieukwaliteitseis (JG-MKE), en er dus geen uitspraak kan worden gedaan hoeveel samples onder die JG-MKE lagen. Alleen zoetwaterlocaties zijn geselecteerd. Alleen locaties waar meer dan 1 watermonster per jaar is genomen zijn in de analyse gebruikt, om overschrijding van een jaargemiddelde te kunnen bepalen. In totaal is van 6998 metingen op 1048 locaties de gefilterde loodconcentratie beschikbaar.

Tabel 2.4 Metingen van lood in Nederlands oppervlaktewater uit Waterkwaliteitsportaal 2021. De Waterschappen zijn in Tabel van boven naar beneden gerangschikt op hoogste percentage metingen dat boven de JG-MKE van 1,2 µg/L (opgelost) uitkomt.

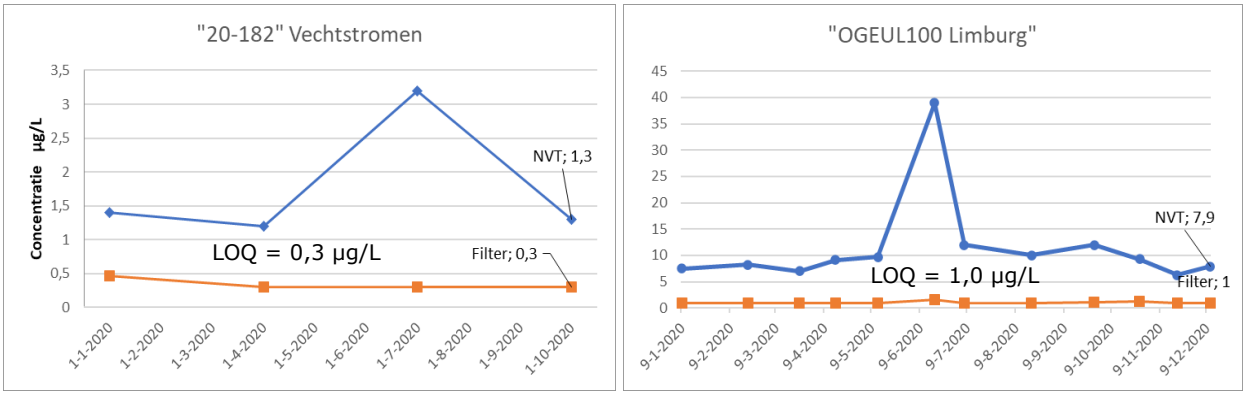
	Aantal locaties met >1 meting	Aantal metingen opgelost lood	Detectie-limiet (µg/L)	Max. conc. opgelost (µg/L)	Max. conc. totaal (µg/L)	Aantal metingen >1,2 µg/L	% boven 1,2 µg/L	Locaties JG >1,2 µg/l	% JG >1,2 µg/l
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier	24	287	0,10	8,9	NA	26	**9,1%**	1	4,2%
Waterschap Aa en Maas	48	295	0,20	3,6	6,7	15	**5,1%**	1	2,1%
Waterschap Brabantse Delta	117	991	0,20	7,7	3,6	44	**4,4%**	7	6,0%
Waterschap Limburg	109	960	1,	9	81	31	**3,2%**	5	4,6%
Hoogheemraadschap van Rijnland	113	472	0,20	9,5	NA	15	**3,2%**	2	1,8%
Waterschap Noorderzijlvest	126	551	0,10	12	NA	15	**2,7%**	4	3,2%
Hoogheemraadschap van Delfland	38	225	0,20	10	NA	6	**2,7%**	1	2,6%
Waterschap Vallei en Veluwe	118	502	0,30	9,2	11	12	**2,4%**	3	2,5%
Waterschap Rijn en IJssel	15	93	0,30	2,7	6,4	2	**2,2%**	0	0,0%
Waterschap Drents Overijsselse Delta	109	455	0,30	2,8	4,1	9	**2,0%**	2	1,8%
Waterschap De Dommel	82	1001	0,20	11	26	13	**1,3%**	1	1,2%
Waterschap Vechtstromen	36	203	0,3	3,3	5,3	1	**0,5%**	0	0,0%
Waterschap Hunze en Aa's	23	254	0,10	7,7	11	1	**0,4%**	1	4,3%
Waterschap Zuiderzeeland	53	435	0,30	1,3	3,8	1	**0,2%**	0	0,0%
Wetterskip Fryslan	17	136	0,30	0,62	5,8	0	**0,0%**	0	0,0%
Waterschap Rivierenland	17	110	0,02	0,396	3,1	0	**0,0%**	0	0,0%
Waterschap Hollandse Delta	3	28	0,20	0,246	4,0	0	**0,0%**	0	0,0%
Waterschap Scheldestromen niet meegenomen ivm hoge LOQ			5						
TOTAAL	**1033**	**6905**		**12**		**189**	**2,7%**	**28**	**2,7%**

JG = jaargemiddelde, NA = niet geanalyseerd door dit waterschap.

De hoogst gemeten opgeloste loodconcentratie (dus na filtratie) is 12 µg/L (Waterschap Noorderzijlvest). In alle meetpunten is de concentratie dus onder de Landoppervlaktewateren wettelijk MAC-MKE (opgelost) van 14 µg/L (Stofdossier lood (#877) RIVM). In totaal zijn er 191 van de 6998 metingen boven de JG-MKE van 1,2 µg/L gerapporteerd (2,7%), en in 28 van de 1033 locaties overschrijdt de gemiddelde loodconcentratie over het hele jaar de JG-MKE (2,7%).

Voor berekening van het jaargemiddelde zijn alle metingen onder de kwantificatielimiet (LOQ) gezet op de limietwaarde, als worst case benadering. Het hoogste percentage van overschrijdingen van individuele metingen die boven de JG-MKE liggen in 1 waterschap is 9,2%, in Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier. Uitgemiddeld over alle metingen in dezelfde locatie in 2021 wordt het aantal overschrijdingen van het daadwerkelijke JG-MKE op zijn hoogst 6%, in Waterschap Brabantse Delta. In 3 waterschappen was er geen enkel meetpunt >1,2 µg/L, en in 5 waterschappen was er geen enkele overschrijding van de JG-MKE: Waterschap Vechtstromen, Waterschap Zuiderzeeland, Wetterskip Fryslan,

Waterschap Rivierenland, Waterschap Hollandse Delta. Het is niet bekend in welke mate deze monsterlocaties van waterschappen overlappen met plekken waar veel sportvisserij wordt beoefend. Als in het algemeen gesteld wordt dat er door heel Nederland in gelijke mate gevist wordt in kleine waterstromen, lijkt het er dus op dat in meerdere waterschappen het verlies aan vislood tijdens sportvisserij niet leidt tot overschrijding van de normconcentraties van lood in 2021. De overschrijding van de JG-MKE op 28 van de 1033 locaties wijst er wel op dat loodvervuiling nog altijd een actueel milieuprobleem is.



Figuur 2.4 Voorbeelden van loodconcentratie data uit het waterkwaliteitsportaal voor 2 locaties in 2020, met gefilterde loodconcentraties (vierkanten en oranje lijn) en ongefilterde loodconcentraties (blauwe symbolen en blauwe lijn). Drie van de vier gefilterde loodconcentraties voor locatie "20-182" Vechtstromen liggen onder de kwantificatie-limiet (LOQ, groene stippellijn) van 0,3 µg/L.

Alhoewel de opgeloste loodconcentratie toxicologisch gezien de meest relevante eenheid is voor het stellen van de milieukwaliteitseis, geven de opgeloste loodconcentraties een onderschatting van de hoeveelheid lood die in het aquatisch milieu voorkomt. Door sommige waterschappen worden concentraties van ongefilterde watermonsters niet gerapporteerd ("NA" in Tabel 2.4), maar in de meeste locaties worden aanzienlijk hogere concentraties in ongefilterd water waargenomen. Een voorbeeld is weergegeven in Figuur 2.4 voor Vechtstromen locatie "20-182", en Limburg locatie "OGEUL100". Hierin is voor "20-182" te zien dat de maximale en gemiddelde concentratie van gefilterde monsters (oranje vierkanten) ruim onder de 1,2 µg/L ligt, met 3 metingen onder de kwantificatielimiet (LOQ), terwijl de vier ongefilterde watersamples ("NVT") goed meetbare concentraties boven de totaalgehalte van 1,2 µg/L laten zien. Voor "OGEUL100" zijn gedurende het hele jaar nog hogere totaal concentraties gemeten, met een piek van 39 µg/L (Figuur 2.4). In het gefilterde monster op dezelfde piekdatum is de opgeloste loodconcentratie echter "slechts" 1,5 µg/L, in 10 van de 12 metingen op deze locatie onder de LOQ van 1 µg/L. De hoogst gerapporteerde loodconcentratie in ongefilterd monster in de totale dataset is 81 µg/L ("OGEUL900", Limburg - niet in figuur), echter ook hier is de meting na filtratie veel lager: <1 µg/L.

2.3.2 Sediment concentratie van lood in Nederlandse oppervlaktewateren

Het merendeel van de meetlocaties voor loodgehalte in sediment wordt uitgevoerd in marien of estuariene systemen. Alhoewel niet alle zoetwater meetlocaties weergegeven in Figuur 2.3 zijn nagelopen, is op zeker 11 zoetwater locaties een recente meting gerapporteerd van lood in sediment, zoals opgenomen in Tabel 2.3. De hoogste concentratie van deze 11 locaties is op locatie Amsterdam-IJtunnel gemeten (190 mg/kg). Sediment in het Markermeer, IJsselmeer en de randmeren varieert tussen de 3-74 mg/kg. Sediment bij de instroom van de Schelde geeft een meting van 100 mg/kg, waar regelmatig waterconcentraties > 0,2 µg/L zijn bepaald. In de locatie Bovensluis (Hollands Diep, #14) is in 2008 de sediment concentratie bepaald op 90 mg/kg. In 2006 is hier een waterconcentratie bepaald van 1,2 µg/L, maar in alle volgende meting was die onder de 0,25 µg/L.

Over het algemeen kan dus worden opgemerkt dat de sediment concentraties op of onder het niveau liggen van de voor Nederland geaccepteerde achtergrond waarde voor sediment van 85 mg/kg (Tabel 2.1).

2.4 Jaarlijks emissie van lood via vislood in Nederland

2.4.1 Vislooddichtheid bepalingen in wetenschappelijke literatuur

In een review over risico van vislood voor vogels uit 2019 worden meerdere studies aangehaald over loodverlies door (sport)vissers in andere landen, alsook monitoring van hoeveelheid terug-gevonden lood-onderdeeltjes en vistuig langs bekende vislocaties en overige locaties [2]. Met behulp van een Tessoro Piranha™ metaaldetector bepaalde een studie van Duerr (1999) [15] in Noord Amerika (15 locaties in 12 verschillende staten) loodobjecten van >0,4 g ("sinkers") in een plot van 10 x 10 m langs de oever tot 5 m in het water (of tot 75 cm diepte). De loodobjecten lagen voor 12.7% aan de oppervlakte van sediment, 62,7% op 0,1-2,5 cm diepte, 16.1% op 2,6-5,0 cm diepte, 5,9% op 5,1-7,5 cm diepte, en 2,5% op 7,6-10.0 cm diepte. Op de bodem van een meer (SCUBA transect) lag 55% op minder dan 2,5 cm diepte. Langs kusttransecten van 50 m was de hoogste gemeten looddeeltjes per oppervlak 0,47 "sinkers"/m^2. Deze metaaldetector studie citeert andere studies uit Groot-Brittannië waar hogere dichtheden zijn bepaald, tot 6,2 sinkers/m^2 voor de rivier Thames. Langs visplatformen in meren zijn metingen gerapporteerd van 105,2 sinkers/m^2 (Woodstock Pool), en 14,2-21,2 sinkers/m^2 (Llandidod Wells Lake).

Er is nog niet bekend of, en hoeveel, loodkorrels worden aangetroffen in gebaggerd sediment, waarmee lood uit het aquatische milieu mogelijk ook op het land kan worden gebracht. Over het algemeen wordt bagger wel op verontreiniging geanalyseerd, maar dit gebeurt meestal na een zeving waarbij grove deeltjes worden verwijderd. Om beter zicht te krijgen op het totale loodgehalte in gebaggerd materiaal (wat als geheel een andere bestemming kan krijgen) zou het analyseprotocol ook op moeten nemen dat het loodgehalte in de grove fractie wordt gerapporteerd. In het geval van geplande baggerwerkzaamheden op bekende drukbezochte vislocaties, zou een bemonstering van loodkorrels in bagger aanvullend inzicht kunnen geven in de Nederlandse situatie van dichtheid vislood.

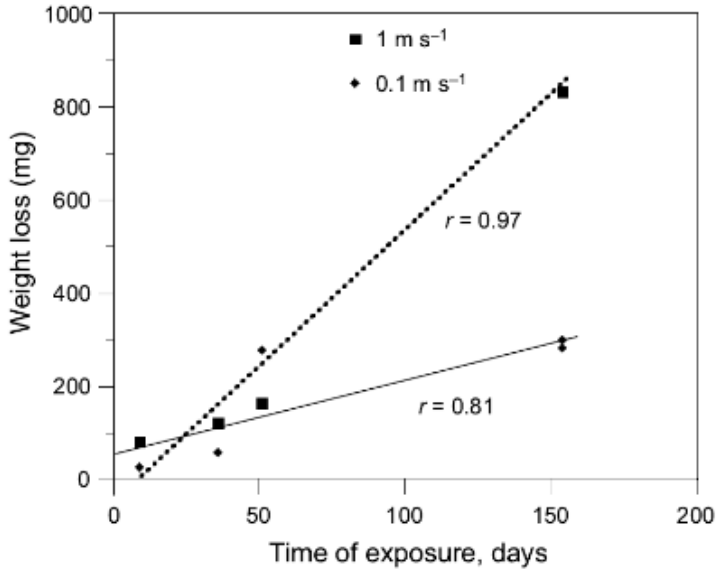
Het monitoren van vislood-dichtheden is al in enkele studies beschreven. Met waardes van <1/m^2 gerapporteerd door Duerr (1999) met een metaaldetector, lijkt het een aanzienlijke experimentele inzet te worden om middels zeven de looddichtheid in sediment te bepalen. De rapportages uit Engelse studies geven een hogere dichtheid, tot 105 loodobjecten/m^2, wat kan komen door de mate van populariteit van de sport, of de specifieke locatie. De gerapporteerde vislooddichtheid blijkt zeer variabel op verschillende locaties waar gevist wordt.

2.4.2 Experimentele emissiestudies van opgelost lood uit lood in vaste vorm

Over daadwerkelijk metingen van loodverlies vanuit vislood in aquatisch milieu blijkt zeer weinig bekend. Er zijn in het vislood risico review uit 2019 [2] twee experimentele studies geciteerd [16, 17]. Verder literatuuronderzoek levert nog geen extra studies.

De eerste studie uit 2001 heeft in enkele actief beviste Zweedse rivieren, met verschillende doorstroomsnelheden, de emissie van opgelost lood uit vislood bepaald door terugwegen van loodobjecten [17]. Hieruit werd een corrosie-verlies snelheid van 10 mg/cm^2/jr bij stroomsnelheid van 0-0,1 m/s, en hoger verlies bij hogere stroomsnelheid (37 mg/cm^2/jr bij 0,1-1 m/s, zie Figuur 2.5 hieronder overgenomen uit Jacks et al. 2001). Deze range is overeenkomstig met de door Deltares (2015) gebruikte 13 mg/cm^2/jr.

Benedenstrooms werd een andere isotoop-ratio ($^{207}Pb/^{208}Pb$) vergeleken met bovenstrooms in monsters van zwevend materiaal (SPM 45 µm filters), maar duidelijke verschillen in concentraties in bijvoorbeeld bemonsterd mos, waarvan werd verwacht dat er opgelost lood aan zou binden, als gevolg van vislood emissie werden niet aangetoond.



Figuur 2.5 Massa afname van vislood in de Zweedse "Adran brook" gedurende 160 dagen, bij verschillende doorstroomsnelheden (uit: Jacks et al. 2001).

De tweede studie, van Binkowski (2017), bepaalde de corrosie van lood uit loodkorrels (3 mm diameter) na 30 dagen onder verschillende omstandigheden[16]. In elke behandeling werden 4 loodkorrels (samen 0,7781 g gemiddeld, shotgun type) toegevoegd aan 100 mL droog sediment en 400 mL kraanwater. Daarbij werd de pH aangepast op pH 4, 7 of 9. Twee typen sediment werden gebruikt in dit experiment, een grofkorrelig sediment (meer dan 97% "zeer fijn zand", bevat geen klei) en zeer fijnkorrelig sediment (minder dan 11% "zeer fijn zand", bevat 4,1% klei). Het fijnkorrelige sediment bevatte een achtergrondconcentratie van 25,7 mg Pb/kg, in het grofkorrelige sediment werd geen lood gevonden boven de detectielimiet. Lood depositie waardes werden berekend door achtergrondwaardes van de gemeten waarde af te trekken. Tabel 2.5 geeft de gerapporteerde lood concentraties weer uit deze studie. De hoogste waterconcentraties werden gemeten in de behandeling met pH 4 in fijn sediment (gemiddeld 185 µg/L, maximum 320 µg/L), terwijl bij pH 4 met grof sediment de concentraties veel lager waren (gemiddeld 12,6 µg/L, maximum 50 µg/L). Aangezien de loodkorrels in het grof sediment waarschijnlijk meer in aerobe condities zaten, is dit andersom dan verwacht. Het zou kunnen dat in de studie niet goed gecorrigeerd kan worden voor de emissie van opgelost lood vanuit het oorspronkelijke fijne sediment. Er waren geen blanco's meegenomen in de studie. De lage pH 4 omstandigheid is niet realistisch voor de meeste Nederlandse oppervlaktewateren. Echter, ook bij pH 7 is er een verhoogde waterconcentratie voor het fijn sediment gemeten (gemiddeld 19,3 µg/L, maximum 75,7 µg/L), ook weer aanzienlijk hoger dan in grof sediment (gemiddeld 0,66 µg/L, maximum 5,23 µg/L).

Metingen van het sediment uit deze behandelingen laten een sterk verhoogde concentratie zien in zowel fijn sediment als grof sediment. Hierbij geeft de studie aan dat er gecorrigeerd is voor de achtergrondconcentratie van lood in het fijne sediment.

Tabel 2.5 Metingen van lood in corrosie experimenten met 4 lood pellets per testsysteem van 500 mL water/100 mL sediment (uit: Binkowski 2017).

pH	Gemiddelde water conc. ± SD (µg/L[a])	Min-max water conc. (µg/L[a])	Gemiddelde sediment conc. ± SD (mg/kg dw[a])
Fijnkorrelig sediment (minder dan 11% "zeer fijn zand", bevat 4,1% klei)			
4	190 ± 65,4	111-321	57,9 ± 17,5
7	19,3 ± 20,9	0-75,7	27,8 ± 17,9
9	9,48 ± 8,33	0-33,9	22,9 ± 7,03
Grofkorrelig sediment (>97% fijn zand, geen klei)			
4	12,6 ± 15,2	0-50	2,38 ± 2,32
7	0,66 ± 1,45	0-5,23	4,02 ± 7,23
9	11,5 ± 8,66	0-28,1	9,34 ± 9,36

[a] waterconcentratie boven fijnkorrelig sediment kan beïnvloed zijn door Pb uit oorspronkelijke sediment.

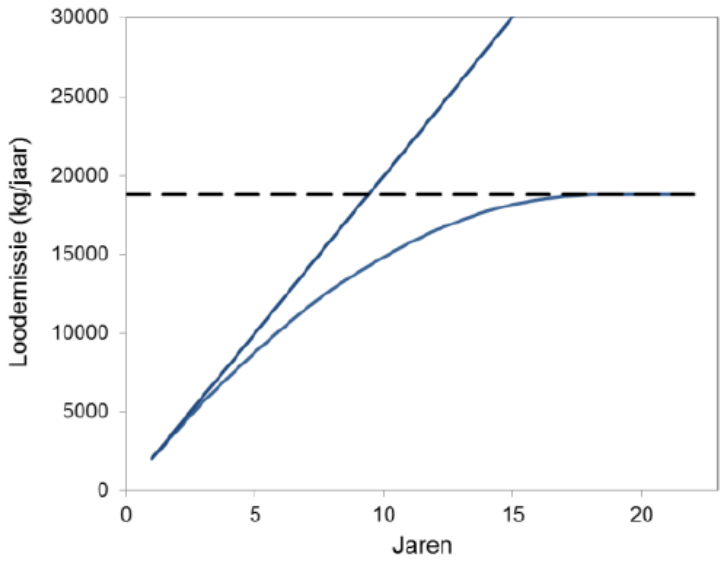
De metingen van de studie van Binkowski (2017) geven aan dat ook bij neutrale pH, loodconcentraties boven de JG-MKE kunnen uitkomen als gevolg van vislood op de oppervlakte van sediment. Sediment concentraties zijn na 30 dagen aanzienlijk lager dan $MTR_{sediment}$.

Er moet worden opgemerkt dat in dit experiment stilstaand water boven de sedimentpotten is gebruikt, en dus geen effect van doorstroomsnelheid van het water wordt meegenomen. De 4 loodpellets per pot (geschatte diameter 10 cm) komen overeen met ongeveer 500 "sinkers"/m^2. Dit is hoger dan de hoogste gerapporteerde dichtheden langs visplatformen in meren in Groot-Brittannië.

2.4.3 Schattingen voor Nederlandse oppervlaktewateren

In de EmissieRegistratie (ER) factsheet 'Gebruik van lood door de sportvisserij' (2012a) wordt de loodemissie (opgelost lood) door de sportvisserij in 2010 geschat op 305 kg per jaar voor zoetwater [12]. Deze emissieschattingen zijn gebaseerd op verkoopcijfers van vislood uit 1993 uit het visloodoverleg. Hierbij is aangenomen dat zoet oppervlaktewater wordt belast met ca. 28.000 kg vast vislood vanuit de sportvisserij (en 26.000 kg lood in de kustwateren vanuit sportvisserij, samen 54.000 kg per jaar).

In een 2015 rapportage [13] zijn er hogere schattingen gebruikt van loodverlies. Er geschat dat er 904.559 sportvissers (15+) in Nederland waren uit een 2008 enquête door Sportvisserij Nederland, onder circa 1000 respondenten van lezers van het Visblad. De respondenten geven aan dat gemiddeld 135 g lood per jaar wordt verloren, wat gecorrigeerd voor visfrequentie wordt bijgesteld tot 60 g gemiddeld per sportvisser per jaar. Gezamenlijk komt dit neer op 54.000 kg per jaar aan lood verloren in het zoete oppervlakte water (exclusief loodclips). In dit rapport uit 2015 wordt geschat dat er in 2010 470.000 kg loodverlies op zout water was (1 kg lood per zeesportvisser, 470.000 zeesportvissers). Voor de oplossing van lood in zoet water wordt een **corrosiesnelheid van 13,0 mg/cm²/jr** aangehouden[12], een korrelradius van 3,5 mm en een percentage lood wat wegzakt in anaeroob sediment van 30% (met de aanname dat in anaeroob sediment geen emissie via oxidatie meer geeft). De 54.000 kg lood per jaar resulteert volgens dit rapport in 1850 kg/jr aan lood dat in zoetwater in oplossing gaat. Voor de cumulatieve emissiewaarden moet gecorrigeerd worden voor het feit dat de corrosie van vast lood uiteindelijk leidt tot het volledig in oplossing gaan, waardoor er daarna geen belasting meer optreedt uit de voorgaande jaren (Figuur 2.6). Hiervoor wordt er een zogenaamde verdwijnterm opgenomen, die zorgt voor een stabiele eindsituatie (steady state) van het in oplossing gaan van al in het water aanwezig zijnde lood.



Figuur 2.6 Cumulatieve belasting van lood op zoete wateren. De rechte lijn is de optelsom van jaarlijkse belasting op basis van verloren gegaan vislood. De gebogen lijn is de curve waarin de verdwijntermen als gevolg van corrosie in alle voorgaande jaren zijn opgenomen. (uit: Deltares 2015 [13]). De jaarlijkse cumulatieve emissiewaarde van vislood, waarbij dit oplost in zoetwater, is hierin geschat op 18.830 kg/jr, uitgaande van 54.000 kg lood verlies/jr.

In de diverse Nederlandse rapportages over bepaling van emissie van lood uit vislood worden grote verschillen gerapporteerd over gebruikt lood, verloren lood, en dus ook mogelijke emissies van lood wat jaarlijks oplost in zoetwater. Het Centrum voor Visserijonderzoek (CVO), onderdeel van Stichting Wageningen Research, heeft in 2021 de resultaten van recente enquêtes over loodverlies en het gebruik van loodvervangers in de sportvisserij gepubliceerd [14]. Voor 2020 is de schatting van het aantal zoetwaterhengelaars 1,14 miljoen (lichte toename sinds de periode dat de COVID pandemie begon). Een klein deel (9,2%) geeft aan wel eens loodvervangers te gebruiken, maar 96,4% gebruikt nog lood. In ongeveer 5% van de vistrips wordt loodverlies aangegeven (4,7% in 2018, 5,6% in 2020), met gemiddeld 27 g lood per sportvisser/jr. Echter op basis van de Screening Survey uit maart 2021 is de hoeveelheid loodverlies door vissers in 2020 geschat op 8.500 kg in zoet water (7.400 kg in 2018), aanzienlijk lager dan in eerdere schattingen. Deze emissies worden geschat in kg/jaar, maar hieruit worden in de rapportages geen concentraties afgeleid. Door verdunning en doorstroming van de meeste oppervlaktewater systemen (sloten, plassen, kanalen etc.) kan gesteld worden dat ook veel lood zal verdwijnen van de drukstbezochte vislocaties waar het grootste deel van het totale loodverlies optreedt, en er dus verminderde cumulatie van concentraties op deze plekken plaatsvindt.

2.5 Effect-concentraties van lood op aquatische organismen

2.5.1 Opgelost lood

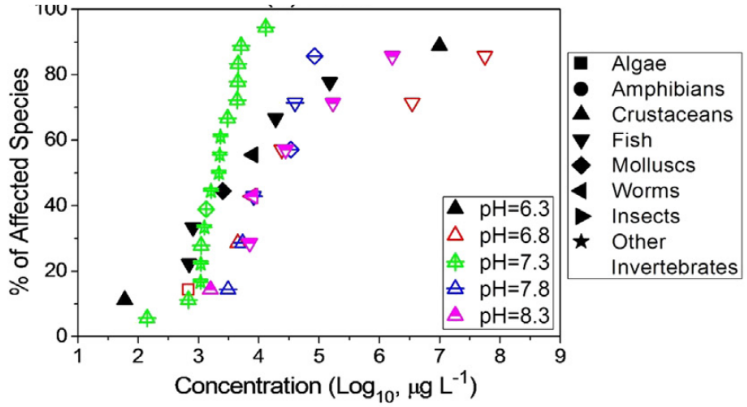
Er is een grote hoeveelheid aan data beschikbaar over de effecten van opgelost lood op aquatische organismen. Er zijn in de afgelopen 20 jaar meerdere studies geweest die grote delen van deze toxiciteitsdata hebben verzameld, met het doel om een overkoepelend inzicht te maken over effectconcentraties op meerdere soorten aquatische organismen. Omdat opgelost lood in verschillende vormen kan voorkomen, onder invloed van bijvoorbeeld pH en hardheid van het water, en niet alle vormen van lood even makkelijk worden opgenomen, is de effect data in sommige studies ook apart geclusterd in een palet van verschillende water samenstellingen. Een verder onderscheid is te maken tussen effectconcentraties die na een korte periode van blootstelling zijn bepaald (acute toxiciteitstesten), en effecten die zijn bepaald tijdens en na blootstellingsperiodes die een groot deel van een levenscyclus van een soort dekken, en die vaak ook effecten op groei en reproductie meten (chronische toxiciteitstesten). In het Registration Dossier voor lood dat is ingediend bij de EU regulerende instantie European Chemicals Agency (ECHA), is een uitgebreide en up-to-date sectie over effectconcentraties waaruit normen zijn afgeleid (https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/16063/6/2/1).

2.5.2 Korte termijn effectconcentraties (acuut)

Een overzicht van effect concentraties uit korte-termijnstudies (<96 uur) met verschillende soorten aquatische organismen is opgesteld door Wang et al. (2016) [18], waarbij gegroepeerd is naar pH van het test medium. De data die gebruikt zijn, staan weergegeven in Figuur 2.7, en zijn over het algemeen concentraties waarbij 50% effect is waargenomen, waarbij het effect voornamelijk sterfte is (evertebraten en vertebraten), en inhibitie van groei voor algen (primaire producenten).

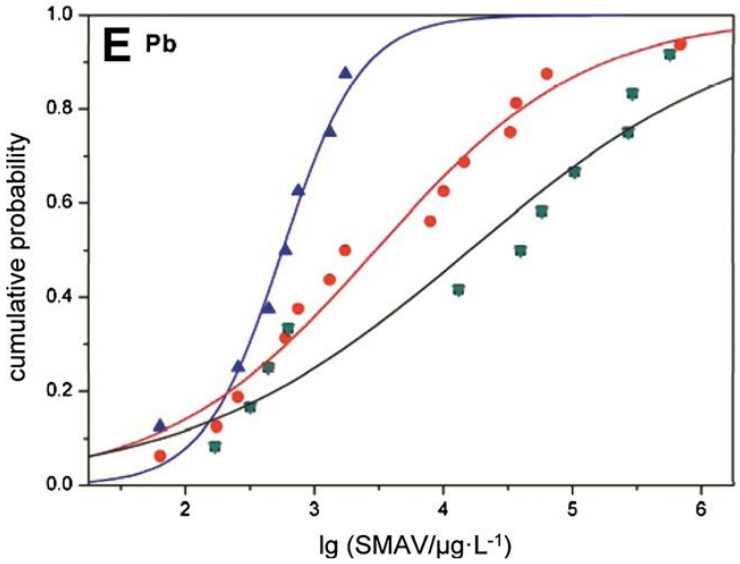
Voor elke pH-specifieke data set zijn de effectconcentraties per soort van laagste concentratie naar hoogste concentratie geplot, waarbij op de y-as het percentage van soorten stapsgewijs toeneemt (als fractie van het totaal aantal soorten waar data voor bekend zijn). Deze groepering wordt een species-sensitivity distribution (SSD) genoemd. Uit de SSD kan voor elke dataset worden afgeleid bij welke concentratie bijvoorbeeld 10% van de soorten op 50% effect wordt aangetast ('HC10', hazardous concentration). Zoals samengevat in de tabel rechts van de grafiek, blijkt dat de HC10 lager wordt met lagere pH, waarbij de laagste HC10 van 48 µg/L wordt gevonden bij pH 6.3. Het afleiden van een HC10 kan met redelijke zekerheid worden gesteld als er data voor voldoende soorten beschikbaar zijn, terwijl het afleiden van een concentratie waarbij 1% van de soorten effect kan hebben ('HC1') een grote onzekerheidsmarge zal hebben. Over het algemeen wordt er dus een concentratie bepaald waarvan kan worden aangenomen dat er bijvoorbeeld meer dan 90% van alle (gevoelige) standaard soorten minder dan 50% (LC50 - acuut) of geen (NOEC – chronisch) effect zal laten zien. Omdat de acute effect data uitgaan van 50% effect, en om ook de gevoeligste soorten bescherming te

bieden, wordt er vrijwel altijd nog een extra veiligheidsfactor (bijvoorbeeld 10x lager) toegepast om een beleidsnorm uit af te leiden uit de SSD.



Element	pH	HC10 (95% CI)
Lead	6.3	48 (21, 110)
	6.8	121 (16, 449)
	7.3	676 (385, 831)
	7.8	1170 (470, 2130)
	8.3	1610 (707, 3780)

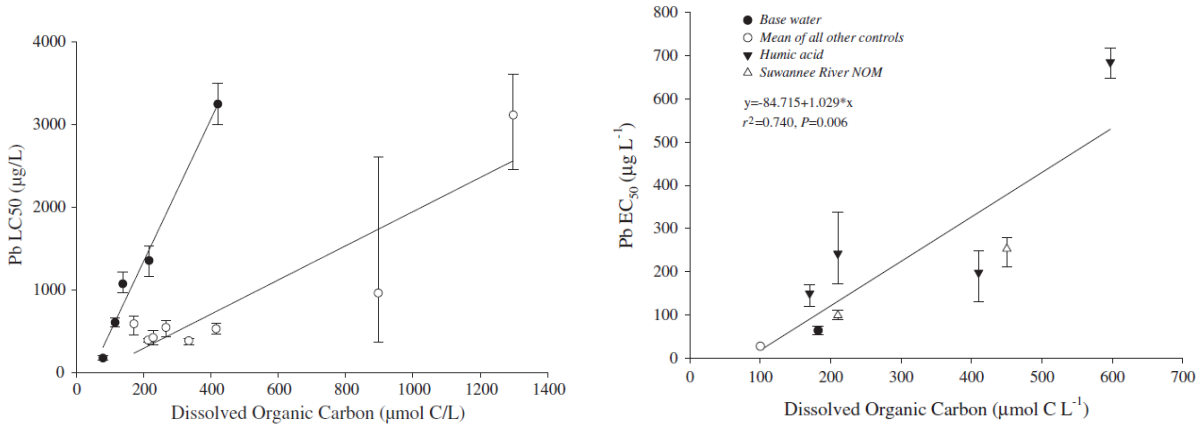
Figuur 2.7 Acute effectconcentraties van opgelost lood voor verschillende soorten waterorganismen, geclusterd per pH van het test medium (uit: Wang, Meador et al. 2009)[18], en afgeleide HC10 waardes. De x-as geeft de logaritmische concentratie in µg/L. Y-as geeft de cumulatieve fractie van soorten weer ten opzichte van het totale aantal soorten per dataset.



Figuur 2.8 Acute effectconcentraties van opgelost lood voor verschillende types waterorganismen: watervlooien (blauwe driehoek), andere invertebraten (rode cirkel), en vissen (groen vierkant) (uit: Xin et al. 2015)[19]. De x-as geeft de logaritmische concentratie in µg/L. Y-as geeft de cumulatieve fractie van soorten weer ten opzichte van het totale aantal soorten per dataset.

Wanneer de acute lood effectdata opgesplitst worden in drie taxonomische groepen [19], blijkt er een brede spreiding te zijn tussen verschillende soorten organismen, zoals weergegeven in Figuur 2.8. Er is bijvoorbeeld meer dan een factor 1000 tussen de effect concentraties bij verschillende vissen (groene vierkanten). Er is echter geen significant verschil in de HC5 van de SSD distributies, waar dus de gevoeligste soorten worden vergeleken, tussen evertebraten (12.1 µg/L) en vissen (10 µg/L), en vissen en watervlooien.

Figuur 2.9 illustreert de invloed van zwevend materiaal in de waterfase op de biobeschikbaarheid van lood (welke afneemt bij hoger DOC/L, omdat een groot deel van het opgeloste lood zich bind aan de DOC deeltjes) [20]. De linker grafiek toont sterfte van vislarven (96-h LC_{50}, regenboogforel, zwarte stippen) en watervlo *Ceriodaphnia dubia* (48h- LC_{50}, open cirkels), de rechtergrafiek effect op reproductie van de watervlo [21].



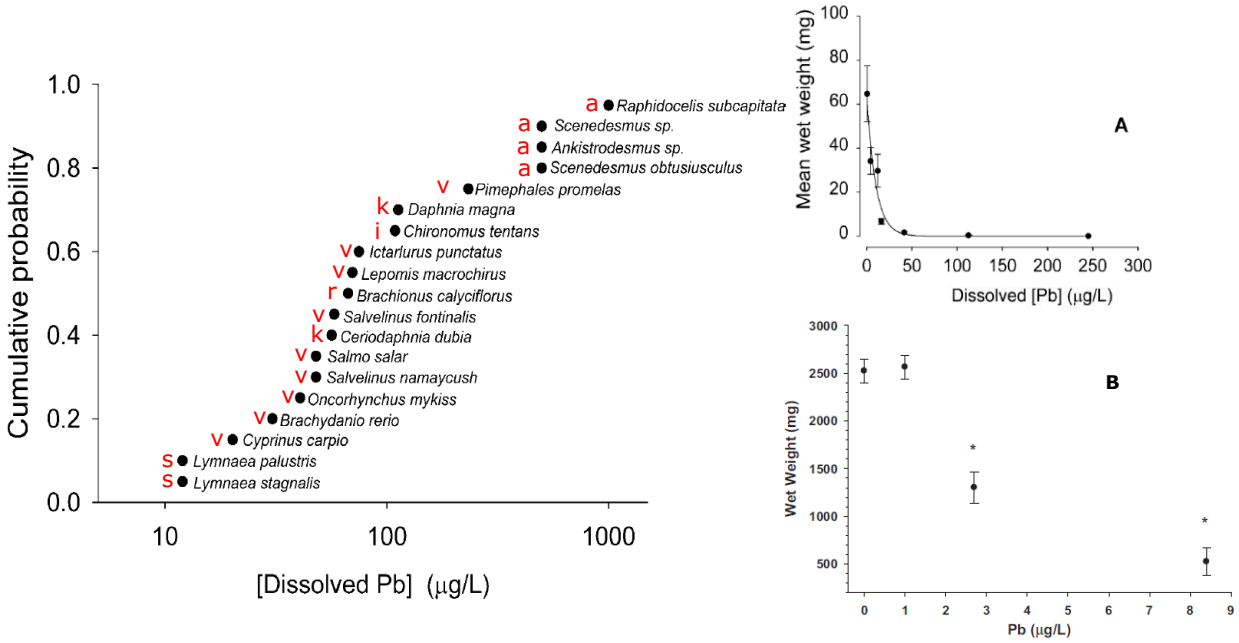
Figuur 2.9 (links) Acute effectconcentraties van opgelost lood onder invloed van opgelost organisch materiaal (DOC) voor sterfte van watervlo (open cirkel) en vislarven (zwarte stip) (Mager et al 2011a)[20], en (rechts) chronische effectconcentraties voor reproductie van watervlo met verschillende DOC materialen (Mager et al 2011b)[21]. De x-as geeft de concentratie DOC in µmol koolstof per L.

2.5.3 Lange termijn effectconcentraties (chronisch)

Een overzicht van effect concentraties uit lange-termijnstudies met verschillende soorten aquatische organismen, waarbij effecten op bijvoorbeeld groei en reproductie zijn meegenomen, is weergegeven in Figuur 2.10, overgenomen uit Grosell et al. (2006) [22]. Voor de chronische effect eindpunten wordt vaak de 'No-observed effect concentration' (NOEC) gebruikt, dus de hoogste test concentratie waarbij het effect niet significant afwijkt van de controle groep, of de 'Lowest observable effect concentration' (LOEC: laagste testconcentratie die significant afwijkt van de controle).

Deze chronische effect concentraties zijn over het algemeen gevoeliger dan de acute effectconcentraties. De linker plot in Figuur 2.10 geeft de chronische SSD weer voor lood effecten op aquatische organismen. De gevoeligste soorten zijn twee types poelslak (*Lymnaea palustris* en *Lymnaea stagnalis*), beide met een NOEC van 12 µg/L voor groei na 28 dagen, gevolgd door de LOEC van juveniele karper (embryo en larvale fase *Cyprinus carpio*, getest bij pH 5.6 in [23]). Figuur 2.10 laat ook de concentratie-effect curve zien voor *L. stagnalis* in twee studies. De gevoeligheid van de poelslak is in latere studies bevestigd in een langdurige blootstellingsstudie van 56 dagen, startend als <24 uur oude juvenielen met eimassa gevormd na 32 dagen als toxiciteitsmeting [24]. Hierin was de NOEC 1,0 µg/L voor zowel groei (plot rechtsonder in Figuur 2.10) en eimassa, met duidelijke afname vanaf 3 µg/L. De zoetwatermossel (*Lampsilis siliquoidea*) blijkt even gevoelig als de slakken, met na 28d blootstelling een NOEC van 6,2 µg/L op basis van groei van de schelp, en een LOEC van 17 µg/L [25], en vrijwel volledige sterfte bij 36 µg/L. Omdat de chronische effect data gebaseerd is op NOEC of LOEC, wordt er vaak een lagere veiligheidsfactor toegepast op de HC5 of HC10 van een chronische SSD in vergelijking met de HC5 of HC10 van een acute effect data SSD.

De grote hoeveelheid aan effectstudies voor waterdieren blootgesteld aan opgelost lood heeft geleid tot een eenduidig beeld over acceptabele normconcentraties als milieukwaliteitseis. De gevoeligste waterdieren zijn waterslakken, met sterke remming van groei bij concentraties >3 µg/L. Dit zou deels kunnen komen door verminderde opname van calcium door aanwezigheid van lood, wat mogelijk de groei van de schelp beperkt, maar er kunnen ook andere processen aan de waargenomen groeiremming bijdragen, zoals afname van voedselinname [26].



Figuur 2.10 (links) Concentraties van opgelost lood voor verschillende waterorganismen waarbij nog net geen significant negatief effect werd waargenomen, of de laagste concentratie waar wel effect werd waargenomen, gerangschikt op de y-as van gevoeligste tot minst gevoelige soorten (s=slak, v=vis, k=kreeftachtige, r = rotifeer, i=insect, a=alg). (Grosell et al. 2006). De x-as geeft de logaritmische concentratie in µg/L). **(rechtsboven, met A)** afname in natgewicht van Lymnaea stagnalis na 30d bij verschillende lood concentraties uit Grosell et al. 2006. **(rechtsonder, met B)** afname in natgewicht van Lymnaea stagnalis na 56d bij verschillende lood concentraties uit Grosell et al. 2013.

De European Chemical Agency (ECHA) heeft in maart 2021 een gedetailleerd rapport gepubliceerd over de lood-problematiek als onderbouwing van de optie om loodgebruik in jacht en visserij te beperken [27]. Het rapport gaat in op productie en gebruik van lood, het chemische gedrag van lood in het milieu, milieueffecten op terrestrische en aquatische systemen waar veel aandacht aan vogels gegeven wordt en er wordt gekeken naar haalbare alternatieven. Er worden "predicted no effect concentration" (PNEC) waarden gegeven voor zoet en marine water en sediment. De waarden zijn gestandaardiseerd op opgeloste Pb concentraties en toegespitst op realistische Europese ecoregios. Deze waarden kunnen worden gebruikt in een risico beoordeling van lood wanneer de concentraties in water of sediment beschikbaar zijn.

2.5.4 Samenvattende Europese evaluatie van lood effectconcentraties

Er wordt in het ECHA-rapport [8] gesteld dat de voornaamste milieurisico's van lood voorkomen uit inname van loodkorrels door watervogels, waar lood snel oplost in het zure milieu van de maag, en ook kans op inname door kinderen en blootstelling bij mensen (zelf fabriceren van vislood, handcontact met vislood). Bij het risico voor het aquatisch milieu door het oplossen van lood uit vislood, wordt geconcludeerd dat dit sterk gekoppeld is aan lage pH, hoge stroomsnelheid, en lage waterhardheid (<25 mg/L $CaCO_3$), en dat dit voor enkele specifieke ecosystemen een reden is geweest tot verbod van het gebruik van vislood, zoals in snelstromende zalmrivieren in Zweden. Voor langzaam stromend water, waar vislood kan wegzakken in anaerobe sediment, wordt gesteld dat het risico voor watervervuiling verwaarloosbaar tot laag is.

In het Registratie Dossier voor lood op de ECHA website is veel informatie verzameld over de ecotoxiciteitsgegevens van lood. Voor acute effecten zijn onder verschillende condities PNECs afgeleid[1]. Bij lage hardheid zijn de laagste 50% effect concentraties: 26 µg/L voor evertebraten (48h LC50 *Ceriodaphnia*), 20,5 µg/L voor de groene alg *P. subcapitata*, 127 µg/L voor de vis *O. mykiss*. Bij hoge hardheid ligt de 50% effect concentraties over het algemeen veel hoger: 3100 µg/L (48h LC50 *Ceriodaphnia*) en 1400 µg /L (*O.mykiss*).

[1] Acute data opgenomen in ECHA registratie dossier: 51 data punten voor 3 vissoorten, 47 data punten voor 2 evertebraten (Daphnia magna en Ceriodaphnia sp.), 17 data punten voor 3 soorten algen, en enkele data voor 1 waterplant (Lemna).

Voor chronische effecten zijn Species Sensitivity Distribution (SSD) opgesteld[2]. Als concentraties waren gerapporteerd op totaalgehalte Pb in water, is dat omgezet naar vrij-opgeloste concentratie Pb. De concentratie waar 5% van de organismen een lagere NOEC heeft, is bepaald voor EU-scenario's specifieke $HC_{5,50\%}$ range tussen 4.0 en 19.4 µg Pb/L. Voor ecoregio scenario's met de laagste pH condities (hoogste risico bij pH 6.2) ligt de HC_5 tussen 3,4 en 5 µg Pb/L. De afleiding van de PNEC hieruit wordt voorgesteld met een veiligheidsfactor 1-5. Dit komt overeen met de JG-MKE van 1,2 µg Pb/L. Er is gesteld dat vergelijking tussen de labstudies en veldstudies eenzelfde beeld schetsen dat deze PNEC-afleiding voldoende veiligheid biedt. De poelslak *L. stagnalis* in veldpopulaties blijkt niet gevoeliger dan die in lab-studies.

Voor sediment effectanalyse zijn ook data verzameld, 7 chronische NOECs voor 7 soorten waterdieren (*Tubifex, Ephoron virgo, Hyalella azteca, Gammarus pulex, Lumbriculus variegatus, Hexagenia limbata* en *Chironomus tentans*). De chronische NOEC voor zoetwater sediment-bewonende organis-men ligt tussen 573-3390 mg Pb/kg dw, de HC_5 is bepaald op 559 mg Pb/kg dw. De afleiding van de PNEC hieruit wordt voorgesteld met een veiligheidsfactor van 3, dus sediment PNEC 186 mg Pb/kg dw.

2.5.5 Vislood

Over effectstudies met waterorganismen in een experimenteel systeem met blootstelling aan lood in vaste vorm is slechts zeer zelden gepubliceerd in wetenschappelijke literatuur. Fäth [28] et al. (2018, 2019)[28, 29] bestudeerde de uitloging van metalen van twee conventionele loodhagel types, en zes lood-alternatieven voor ammunitie (grootte Nº 2 of 3, ofwel 0,24 en 0,2 g, resp.), gemaakt op basis van bismuth, koper, staal, tungsten of zink, en loodhagel met een gegalvaniseerde coating, en voerde aanvullend hierop acute (48 uur) blootstellingsstudies met *Daphnia magna*. Twee korrels per 100 mL oplossing werden 1, 8, 15, en 22 dagen gehouden in belucht standaard testmedium voor *D. magna* (250 mg/L hardheid, pH 7,4). 48 h immobilisatie van *D. magna* met Pb ligt echter op 17 µmol/L, ofwel 3,5 mg/L (Molaire masse Pb = 207,2). De hoogste loodconcentratie 2,35 µmol/L, ofwel 486 µg/L was al na 1 dag in het test medium gemeten, en werd niet hoger bij langere blootstelling. Aangezien deze opgeloste loodconcentratie ruim onder de EC50 ligt, werd geen toxiciteit werd waargenomen op *D. magna* [29]. In belucht bronwater met lagere pH van 6,5) werd een hoger loodemissie gemeten, met een verhoogde emissie bij langere blootstelling, tot 10,3 µmol/L, ofwel 2,1 mg/L[28]. Zoals besproken in voorgaande paragrafen van Hoofdstuk 2.5 liggen deze emissie concentraties aanmerkelijk hoger dan de acute EC50 van andere waterorganismen, chronische eindpunten, en de chronische HC5 waardes opgesteld in het ECHA Annex XV dossier. Daarbij moet worden opgemerkt dat deze metingen dus ook het resultaat zijn van een loodgehalte van 4,8 g vast lood per liter water. Alternatieven voor loodhagel op basis van koper en zink gaven in een vergelijkbaar korreldichtheid per liter water wel een effect op *D. magna*.

2.6 Kerninzichten waaruit experimentele opzet is afgeleid

Lood kan in verschillende vormen in het water aanwezig kan zijn. Sommige vormen zijn biologisch niet beschikbaar voor opname in weefsel. Vooral de vorm Pb^{2+} wordt makkelijk opgenomen uit het water, maar deze vorm is met name dominant bij pH < 7, en bij lagere hardheid. Aangezien Pb^{2+} sterk bindt aan zwevend organisch materiaal, kan het gehalte zwevende stof sterke invloed hebben op de beschikbare Pb^{2+} concentratie. In de normstelling op EU niveau wordt daarom de laagste geaccepteerde milieuconcentratie (PNEC) bepaald per Europese 'ecoregios' (realistische combinaties pH, hardheid, temperatuur). In Nederland wordt de jaargemiddelde milieukwaliteitseis (JG-MKE) voor opgeloste lood concentratie (bv. na filtratie over 45 µm) aangehouden van 1,2 µg/L voor zoetwater, en de maximaal aanvaarde concentratie van 14 µg/L. Voor de totale waterconcentratie staat in het RIVM-dossier geen milieukwaliteitseis, maar een streefwaarde van 5,3 µg/L. Gemeten concentraties van lood in water zijn in de afgelopen 15 jaar slechts sporadisch hoger dan de JG-MKE, voor rijkwaterstaat locaties en kleinere waterstromen bemonsterd door 18 Waterschappen.

[2] Chronische effectdata opgenomen in ECHA registratie dossier: in totaal 180 NOEC/EC10 waardes, verzameld voor 27 verschillende aquatische organismen: 3 algen, 1 plant, 2 rotiferen, 3 insecten, 3 mollusken (slakjes Lymnaea stagnalis; Lymnaea palustris; mossel Lampsilis silliquoidea), 5 crustacea, 10 vissoorten.

De deelvraag die we willen uitzoeken is dus of welke hoeveelheid vislood in een versimpeld experimenteel testsysteem leidt tot opgeloste loodconcentraties boven de JG-MKE.

Sedimentconcentraties bepaald voor rijkwaterstaat locaties variëren rond de voor Nederland gestelde achtergrondconcentratie van 74 mg/kg, maar zijn in meerdere metingen, bijvoorbeeld in het Markermeer, aanzienlijk lager (3-10 mg/kg). Vislood op drukbezochte visplaatsen in Engeland bleek in de orde te zijn van 6-105 loodobjecten/m^2, terwijl metingen met behulp van metaaldetector in de VS niet hoger werden gemeten dan 0,47 loodobjecten/m^2. Het meten van vislood op vislocaties bleek niet eenvoudig, tijdrovend, locatieafhankelijk, en detecteerde alleen lood in gewichtsklasse >0,4 g. Uit de reeds gerapporteerde loodbepalingen op diverse types vislocaties, en de inschatting van beschikbare tijd voor het gestelde project, is de afweging gemaakt dat bepalingen van loodobjecten op een of meerdere Nederlandse locaties waar veel wordt gevist in dit onderzoek niet zal worden uitgevoerd. Aangezien er is nog vrijwel niets bekend is over hoeveel loodobjecten kunnen worden aangetroffen in gebaggerd sediment, wordt wel geconcludeerd dat dit relevant is voor mogelijk extra onderzoek in het geval van geplande werkzaamheden op bekende drukbezochte vislocaties.

In slechts één studie die uit het literatuuronderzoek naar voren komt zijn er gecontrolleerde metingen gedaan aan loodemissie vanuit loodkorrels in systemen met een laag sediment. In deze versimpelde corrosie studies, met 3 mm ∅ loodkorrels in een dichtheid van 4 loodjes per pot van 0.5 liter, werden opgeloste loodconcentraties gemeten die ruim boven de JG-MKE lagen, en dus ook boven de NOEC van gevoelige waterdieren. Bij de lage pH 4 waren concentraties het hoogste, maar ook bij pH 7 bleken na 30 dagen loodconcentraties te zijn gevormd die ruim hoger lagen dan de JG-MKE, zelfs in de aanwezigheid van een laagje fijn sediment. Het blijkt echter onduidelijk of de gemeten loodconcentratie in de studie van Binkowski (2017) een artefact is van loodverontreiniging in het gebruikte sediment, of dat het daadwerkelijk via corrosie vrijkomt uit de loodkorrels. Ondanks dat de looddichtheid van 4 loodkorrels per pot van 1L 'onrealistisch' hoog lijkt (500 loodobjecten/m^2), vormt dit een mogelijk milieurisico voor aquatische organismen. Er is gesteld dat dit blootstellingsscenario met loodkorrels als startpunt wordt genomen voor een toxiciteitsstudie.

Waterslakken en een andere mossel (*Lampsilis silliquoidea*) blijken de gevoeligste waterorganismen in chronische blootstellingsstudies met opgelost lood (28 dagen of meer), met concentraties tussen de 10-50 µg/L waarbij duidelijk effecten kunnen worden verwacht. Er zijn op WUR verschillende aquatische test-organismen beschikbaar, maar gezien de beschikbare tijd en budget ligt het voor de hand om de meest gevoelige soort te gebruiken in een toxiciteitsstudie. Experimenten met vissen worden ethisch gezien vermeden. Er kunnen slakjes uit nabij gelegen waterlichamen en aquariumkweken worden verzameld om een soort te bestuderen die relevant is voor Nederlands oppervlaktewater, en die in contact staat met de waterbodem, zoals de modderslak *Potamopyrgus antipodarum e*n de snel-voortplantende slak puntige blaashoorn (*Physella acuta*).

3 Experimentele toxiciteitsstudie van waterslakken blootgesteld aan vislood

3.1 Introductie

Lood is door het RIVM in 2013 aangemerkt als zeer zorgwekkende stof (ZZS), en opgenomen in de Richtlijn prioritaire stoffen uit de 2013 Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). In Nederland wordt de jaargemiddelde milieukwaliteitseis (JG-MKE) voor opgeloste lood concentratie (bv. na filtratie over 45 µm) aangehouden van 1,2 µg/L voor zoetwater, en de maximaal aanvaarde concentratie van 14 µg/L. Waterslakken blijken zeer gevoelig te zijn voor lood bij langdurige blootstellingsstudies. Voor de waterslakken (*Lymnaea palustris* en *Lymnaea stagnalis*), startend als <24 uur oude juvenielen, was zowel groei en ei-massa sterk afgenomen bij 3 µg/L en hoger [24]. Zowel voor Rijkwaterstaat locaties en kleinere waterstromen bemonsterd door 18 Waterschappen zijn gemeten concentraties van lood in zoetwater in de afgelopen 15 jaar slechts sporadisch hoger dan de JG-MKE (zie Tabel 2.4 in sectie 2.4.1). Door verlies van vislood bij sportvisserij, komt er jaarlijks in Nederland duizenden kilo's lood terecht in het aquatische milieu. Schattingen van lood dat vanuit de sportvisserij jaarlijks in het zoetwater in Nederland terechtkomt variëren, van 54.000 kg per jaar (2015 rapportage [13] geschat uit een enquête door Sportvisserij Nederland, onder circa 1000 respondenten), 28.000 kg per jaar (2010 rapportage [12] geschat uit verkoopcijfers van vislood uit 1993), tot 8.500 kg per jaar (2021 rapportage van Centrum voor Visserijonderzoek (CVO) [14], geschat uit enquêtes over loodverlies en het gebruik van loodvervangers in de sportvisserij). Hoewel er in Nederland convenanten gesloten zijn om het gebruik van vislood uit te faseren is de bijbehorende termijn waarop dit moet gebeuren erg lang. Voor aquatische organismen is het de opgeloste vorm van lood die het risico bepaald. Het is onduidelijk in welke mate vast vislood, naast andere bronnen van loodverontreinigingen zoals luchtvervuiling en afspoeling van dakbedekking afgewerkt met lood, een direct of indirect milieurisico vormt voor aquatische ecosystemen. Voor de oplossing van lood in zoet water wordt een corrosiesnelheid van 13,0 mg/cm^2/jr aangehouden [12], en een percentage lood wat wegzakt in anaeroob sediment, waarbij gesteld wordt dat vislood in anaeroob sediment geen emissie via oxidatie meer geeft. Over het algemeen wordt geschat dat slechts een paar procent van het vaste lood per jaar oplost, en emissie vanuit loodobjecten aanwezig in het aquatisch milieu kan dus decennia blijven doorgaan. Deze totaalemissie wordt in de rapportages uitgedrukt in kg loodemissie per jaar, maar geeft geen duidelijk inzicht in het risico van de vrijkomende opgeloste loodconcentratie in het zoetwater op bijvoorbeeld drukbezochte vislocaties. In slechts één studie die uit het literatuuronderzoek naar voren kwam zijn er gecontroleerde metingen gedaan aan loodemissie vanuit loodkorrels in testsystemen met een laagje sediment [16]. In deze versimpelde corrosie studies, met 3 mm ∅ loodkorrels in een dichtheid van 4 loodjes per pot van 0.5 liter stilstaand water, werden opgeloste loodconcentraties gemeten die ruim boven de JG-MKE lagen, en ook boven de minimale effectconcentratie van gevoelige waterdieren zoals waterslakjes. De looddichtheid van 4 loodkorrels per pot van 0.5L (500 loodobjecten/m^2), is hoger dan metingen van losgeraakt vislood op drukbezochte visplaatsen in Engeland, die in de orde liggen van 6-105 loodobjecten/m^2 (citaties in [15]). Het is ook onduidelijk in welke mate de gemeten loodconcentratie in de studie van Binkowski (2017) een artefact is van loodverontreiniging in het gebruikte sediment, of dat het daadwerkelijk via corrosie vrijkomt uit de loodkorrels.

Dit blootstellingsscenario met loodkorrels in testsystemen met water en sediment, is als startpunt genomen voor een nieuwe studie naar de vorming van opgeloste loodconcentraties, gecombineerd met een vervolgstudie naar effecten op twee soorten waterslakken. Drie verschillende hoeveelheden visloodjes zijn 4 weken in met lucht doorborrelde testsystemen gehouden, waarna slakken voor een periode van 4 weken in deze testsystemen werden blootgesteld. Loodconcentraties zijn bepaald in blanco's, vlak voor introductie van de slakken, en aan het eind van de test. Na 4 weken blootstelling is van de slakken de overleving, groei en activiteit bepaald, en reproductie-succes kwalitatief gescoord aan de hand van waargenomen afzettingen van ei pakketten en juvenielen zichtbaar op de glaswand.

3.2 Materiaal en methode

3.2.1 Materiaal

Splitlood met een 3 mm ∅ (Dinsmores SuperSoft Nº 1, 0,276 g/lood) is verkregen via Tackleshop.nl. Om testwater met zeer laag loodgehalte te gebruiken is grondwater gebruikt afkomstig van de bronpomp van de Sinderhoeve, het experimentele WUR-veldstation (www.sinderhoeve.org). Dit water heeft een hardheid van 85 mg/L (als $CaCO_3$), en pH 8,0. Sediment dat werd gebruikt in de test werd verzameld in een sloot op de WUR-campus waar geen activiteit van jacht of visserij in de afgelopen jaren bekend is (coördinaten: 51.986995, 5.666990), en enkele dagen bij -20 ºC bevroren om biologische activiteit aan de start van het experiment te minimaliseren. Het sediment is in het lab over een 2 mm zeef gespoeld, en na uitzakken en afhalen van bovenliggend water is de fractie <2 mm gehomogeniseerd en gebruikt voor de test. Een deelmonster van het sediment is bewaard bij -20 ºC voor analyse van totaal organische koolstof (TOC) gehalte en loodgehalte. Glazen weckpotten van 2L werden gebruikt voor testen met alleen water, en testen met een laagje sediment.

Helaas waren er geen voldoende exemplaren van de poelslak *Lymnaea stagnalis* beschikbaar voor de test. Tevens is dit een slak welk relatief weinig contact heeft met het sediment en werd er voor gekozen om twee andere soorten te testen. *Physella acuta* werden verzameld vanuit een aquariumkweek in Wageningen (Roessink, pers. Communicatie). Van deze soort waren voldoende kleine exemplaren beschikbaar (<5 mm) waarvan verwacht werd dat deze nog ruim door konden groeien tot volwassen exemplaren zolang de groei niet belemmerd zou worden tijdens de test. Het modderslakje *Potamopyrgus antipodarum* werd verzameld uit de recreatievijver 'De groene heuvels' nabij Beuningen (coördinaten: 51.846656, 5.688565), met behulp van een fijnmazig net getrokken door de bovenste 5 cm van het sediment. Het verzamelde sediment is in het lab over een 2 mm zeef gespoeld om modderslakjes te verkrijgen. De modderslakjes vertoonden normale activiteit onder de lamp van een binoculair.

3.2.2 Methode van het loodemissie experiment

De emissie vanuit het splitlood werd getest in 3 dichtheden, van 4 loodjes (1,1 g), 20 loodjes (5,5 g), en 100 loodjes (27,5 g) per pot. Er werden vijf replica's voor de controle elke looddichtheid gebruikt. Een serie potten werd getest met sediment, en een serie potten met alleen water. Potten met sediment werd eerst gevuld met het <2 mm gezeefde sediment (150 g nat, ~88 g dw), zodat er ongeveer een laag van 2 cm werd gevormd. In elke Weckpot van de test is vervolgens 1L grondwater toegevoegd, waarbij het water voor de serie met sediment werd uitgeschonken op een roestvrijstalen (RVS) lepel vlak boven het sediment oppervlak, om opwerveling van het sedimentoppervlak te minimaliseren. Aan het wateroppervlak werd een markering op de buitenkant aangebracht zodat waterverlies door verdamping 2x per week kon worden aangevuld met demi-water. Alle potten werden in een waterbad gezet dat op 15 ºC werd gebracht, en doorborreld met perslucht via een RVS gebogen pijpje (zie Figuur 3.1). Splitlood werden voor elke replica in benodigde aantallen in een weegkuipje gewogen met een nauwkeurigheid van 0,1 mg, en 24 uur na het vullen van de potten met sediment aan de potten toegevoegd door ze vlak boven het wateroppervlak verspreid te laten vallen. Een dag na toevoegen van splitloodjes werden foto's van het bodemoppervlak gemaakt van elke replica, om de verdeling van de loodjes over de pot te vast te leggen en na te gaan of sommige loodjes in diepere anaerobe lagen van het sediment wegzakten of niet. De pH werd bepaald met een multimeter (HACH HQ40d), waterhardheid met een Mcolortest Totalhardnesstest kit. Aangezien het sediment zorgde voor een hogere hardheid van het bovenliggende water, en het gebruikte grondwater een te lage hardheid had om voor waterslakken geschikt te zijn (OECD, 2016) is na 14 dagen aan alle potten een benodigde hoeveelheid mL stockoplossing calciumsulfaat in demiwater toegevoegd om hardheid (in $CaCO_3$ concentratie) van 300 mg/L te bereiken. In de eerste dag vormde zich op alle sedimenten een 2-3 mm (per observatie aan buitenkant van de pot) aerobe toplaag (Figuur 3.1), en enkele ontkiemende waterplantjes werden verwijderd. Zuurstofgehalte is in alle Weckpotten als voldoende hoog beschouwd door het constante doorborrelen met perslucht. Er is 2x per week gecheckt op de mate doorborrelen en bijgesteld als (bijv. door verdamping) de beluchtingsbuis te dicht bij het wateroppervlak lag, of juist te diep.

3.2.3 Methode van het blootstellingsexperiment

Aan elke weckpot-replica werden 28 dagen na toedienen van de splitloodjes 11 individuen van beide soorten slak toegevoegd. Van beide slakken werden 25 individuen achtergehouden om drooggewicht te bepalen, om aan het eind van de test als referentie voor groei te bepalen. Voor de lengte van alle slakjes per replica werd eerst met een camera verbonden aan een microscoop een foto gemaakt met een ijkblokje (5,005 x 2,99 mm) om pixels om te rekenen, en de lengte bepaald met het programma ImageJ. De 440 ingezette *Physella acuta* hadden bij de start van de test een lengte van 4,87 mm (± 1,01 mm standaad deviatie), de aparte set van 25 individuen hadden een gemiddeld gewicht van 4,22 mm (± 0,6 mm stdev) en hadden een gemiddeld drooggewicht van 2,9 mg (± 0,9 mg stdev). De 440 ingezette *Potamopyrgus antipodarum* hadden bij de start van de test een lengte van 3,67 mm (± 0,56 mm stdev), de aparte set gaf een gemiddeld drooggewicht van 2,2 mg (± 0,8 mg stdev).

Als voer werd aan alle Weckpotten 1 kwart van een 1cm dik plakje biologische courgette (geblancheerd om te voorkomen dat het bleef drijven) toegevoegd op dag 0, 7, 14, en 21. Overgebleven voer werd niet verwijderd. Hoewel het geblancheerde stukje courgette bij toevoegen naar de bodem zakte, bleek het in de meeste gevallen 1 dag later te drijven op het wateroppervlak. Door de turbulentie van doorborrelen en de degradatie van het weefsel, zorgde dit voor toename van zwevend organisch materiaal in alle potten. Hierdoor moesten van alle watermonsters aan het eind van de test zowel gefilterde loodconcentraties worden bepaald, alsook totale loodgehaltes in de suspensie met zwevend materiaal na destructie met HNO3-HCl. Het zwevend stofgehalte is niet bepaald. De activiteit van slakken liet in alle potten residu (slakkenspoor) op de glaswand achter. Rotting van overgebleven voedsel, en vorming van ei-pakketten vanaf dag 15 zorgde voor organische materiaal dat ook in oplossing kan komen in de potten zonder sediment. Er was geen resuspensie van sediment zichtbaar. Meerdere modderslakjes werden waargenomen op de glaswand, en op het toegediende voer.



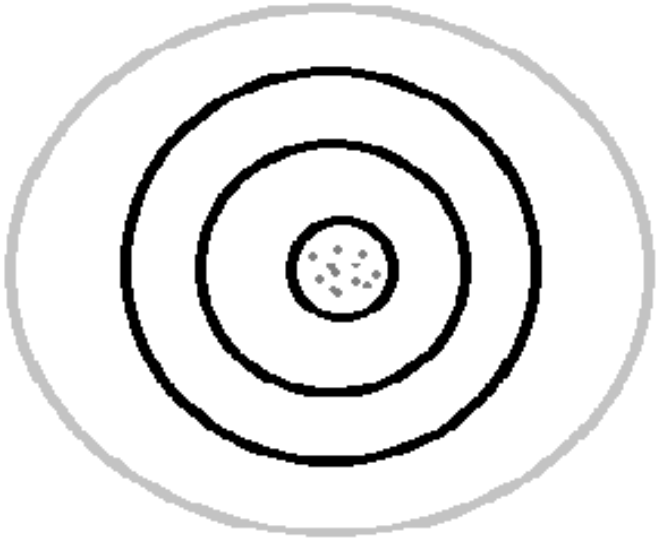
Figuur 3.1 **(Links)** testopzet van Weckpotten in waterbad met perslucht doorborreling, bovenste 3 rijen serie zonder sediment, onderste 3 rijen serie met sediment. **(Middenboven)** modderslak Potamopyrgus antipodarum (foto: wikipedia). **(Middenonder)** Puntige blaashoorn Physella acuta (foto: wikipedia). **(Rechtsmidden)** vorming van 2-3 mm aerobe toplaag op sediment, en kieming waterplantjes. **(Rechts)** systeem met alleen water, voer, slakjes, en 100 splitlood, aan de start van het experiment.

3.2.4 Beëindiging van het experiment

Na 4 weken werd de slakblootstelling gestopt. Eerst werd de hoeveelheid zichtbare ei-pakketten op de glaswand en RVS-luchtbuis bepaald. Daarna werden middels een markering met een permanente stift op de glaswand alle zichtbare juvenielen van *Physella* geteld die op de glaswand zaten. De slakjes en splitloodjes werden verzameld op een 1 mm zeef door afgieten van het water en met water voorzichtig wegspoelen van het sediment. Van de sediment serie werd per looddichtheid het sediment apart verzameld. Na bezinking werd het bovenliggende water afgegoten, het natte sediment geroerd, en sediment monsters genomen voor loodgehalte bepaling. Van splitloodjes werd voorzichtig aanhangende sediment deeltjes weggespoeld, gedroogd bij 60 °C in een aluminiumfolie bakje, en de volgende dag gewogen.

De teruggevonden slakjes werden per replica geteld en in een Petri schaaltjes gecheckt op activiteit onder een microscoop uitgerust met camera, in een opzet zoals schematisch weergegeven in Figuur 3.2. Door met licht aan te filmen kon worden gevolgd hoeveel slakjes zich vanuit de middelste cirkel naar de rand toe

verplaatsten binnen 1 minuut, als verplaatsing over 2 concentrische ringen (2 cm tussenafstand), na analyse met de software Imagefocus Alpha. Alleen overlevende slakken (bepaald onder binoculair) werden meegeteld op activiteit. De lengte van alle slakjes per replica werd eerst een foto naast een ijkblokje bepaald met het programma ImageJ.



Figuur 3.2 Schematische opzet van activiteit bepaling van de slakken (grijze stipjes). De grijze cirkel is de Petrischaal rand. De slakken worden geplaatst binnen de kleinste zwarte cirkel, en binnen 1 minuut wordt gevolgd hoeveel slakjes de 2^{e} en 3^{e} ring bereiken.

3.2.5 Analyse methodes

TOC van het sediment is gemeten na verhitting in een moffeloven op 550 ^{o}C, op luchtdroog materiaal. Het % stoofdroog gehalte is vooraf bepaald op 105 ^{o}C. Het loodgehalte is bepaald op sediment materiaal wat, na droogstoof bepaling van het vochtgehalte, opgenomen en gedestrueerd werd in HNO3-HCl. Het destruaat werd daarna geanalyseerd op een ICP-OES (aantoonbaarheidsgrens 3 mg//kg). Het loodgehalte opgelost in water is bepaald met ICP-MS. Als er zwevende deeltjes zichtbaar waren is het monster eerst over 45 µm gefilterd.

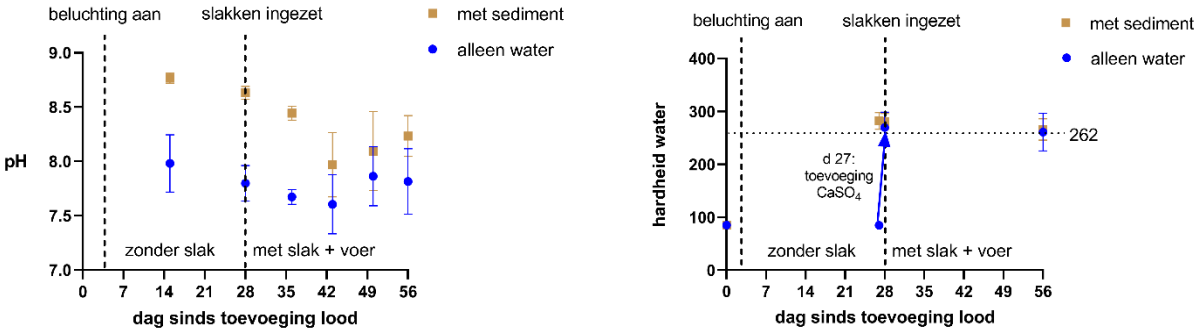
3.2.6 Data-analyse

De lengtetoename van de slakjes werd bepaald als gemiddelde per replica (eind – start). De gewichtstoename werd bepaald als gemiddelde per replica, waarbij het startgewicht per replica werd afgeleid uit de gemiddelde gemeten lengte, en de relatie tussen gewicht:lengte van de aparte set van 25 slakjes gemeten op dag 0. De overleving van slakjes werd bepaald als een leeg slakkenhuis (intact of als deeltjes) werd teruggevonden, of minder dan de 11 ingezette individuen. Mogelijke verschillen in de groei van de slakjes in de verschillende behandelingen met vislood, ofwel in de serie met sediment of met alleen water, ten opzichte van de controle werd bepaald met Two-way ANOVA gevolgd door Dunnett's multiple comparisons test met de software GraphPad Prism v9.3.1 voor Windows (GraphPad Software, San Diego, California USA, www.graphpad.com). De reproductie indicatoren 'aantal ei-pakketten' en 'juvenielen zichtbaar op glaswand' werden alleen geteld tijdens het uithalen na 28 dagen, maar konden niet als kwantitatieve bepaling worden gebruikt omdat er grote kans bestaat dat juvenielen en ei-pakketten gemist waren omdat ze ook op voer/sediment/elkaar konden zitten. Er kan dus alleen bepaald worden of er succesvol nieuwe juvenielen aanwezig waren en reproductie niet volledig verhinderd werd door opgelost lood. De grootte van de juvenielen is niet vastgesteld, omdat na zeving van het medium, residu van voer, en eventueel sediment, niet actief is gesorteerd op juvenielen.

3.3 Resultaten

3.3.1 Hardheid, pH, en zuurstofgehalte

In controles met alleen doorborreld water bleef de pH gedurende de 28 dagen met loodemissie min of meer constant (pH 7,9-8,0) ten opzichte van het originele grondwater, zoals weergegeven met blauwe punten op dag 14 en 28 in Figuur 3.3. In de controle met sediment bleek de pH na de eerste 14 dagen met loodemissie te zijn gestegen naar 8,7-8,8, zoals weergegeven met oranje punten op dag 14 en 28 in Figuur 3.3. Uit metingen van de hardheid bleek dat het sediment de hardheid van het bovenliggend water aanzienlijk had verhoogd van 85 tot 280 mg/L (punten op dag 27 in rechtergrafiek van Figuur 3.2). Aangezien de OECD-richtlijn 243 voor toxiciteitstesten met de waterslak *Lymnaea* water met hardheid voorschrijf 140-250 mg/L (als $CaCO_3$) voorschrijft, met voorkeur voor 250 mg/L, en pH bereik 6,5-8,5, is besloten 1 dag voor inzetten van de slakjes het calciumgehalte te verhogen tot 270 mg/L in alle potten, door toevoeging van een geconcentreerde oplossing calciumsulfaat. Door continu doorborrelen en oplossen van CO_2 is de hardheid inderdaad nagenoeg constant in beide series. De pH bleek in de eerste week na inzetten van de slakken nog sterk verschillend tussen de series met alleen water en met sediment. Het voer dat na de eerste week nog aanwezig was brak af in kleinere stukken en rotte langzaam weg. Het voerrestant is niet weggehaald om te voorkomen dat lood gebonden aan het voer uit het systeem zou worden verwijderd. Waarschijnlijk onder invloed van de overmaat aan voedsel in beide series, kwam de pH in de twee series dichter bij elkaar, in het bereik van 7,5-8,5. De serie met alleen water hield een gemiddeld lagere pH aan het eind van de slakken-blootstelling dan de serie met sediment (7,8 en 8,2, resp.).



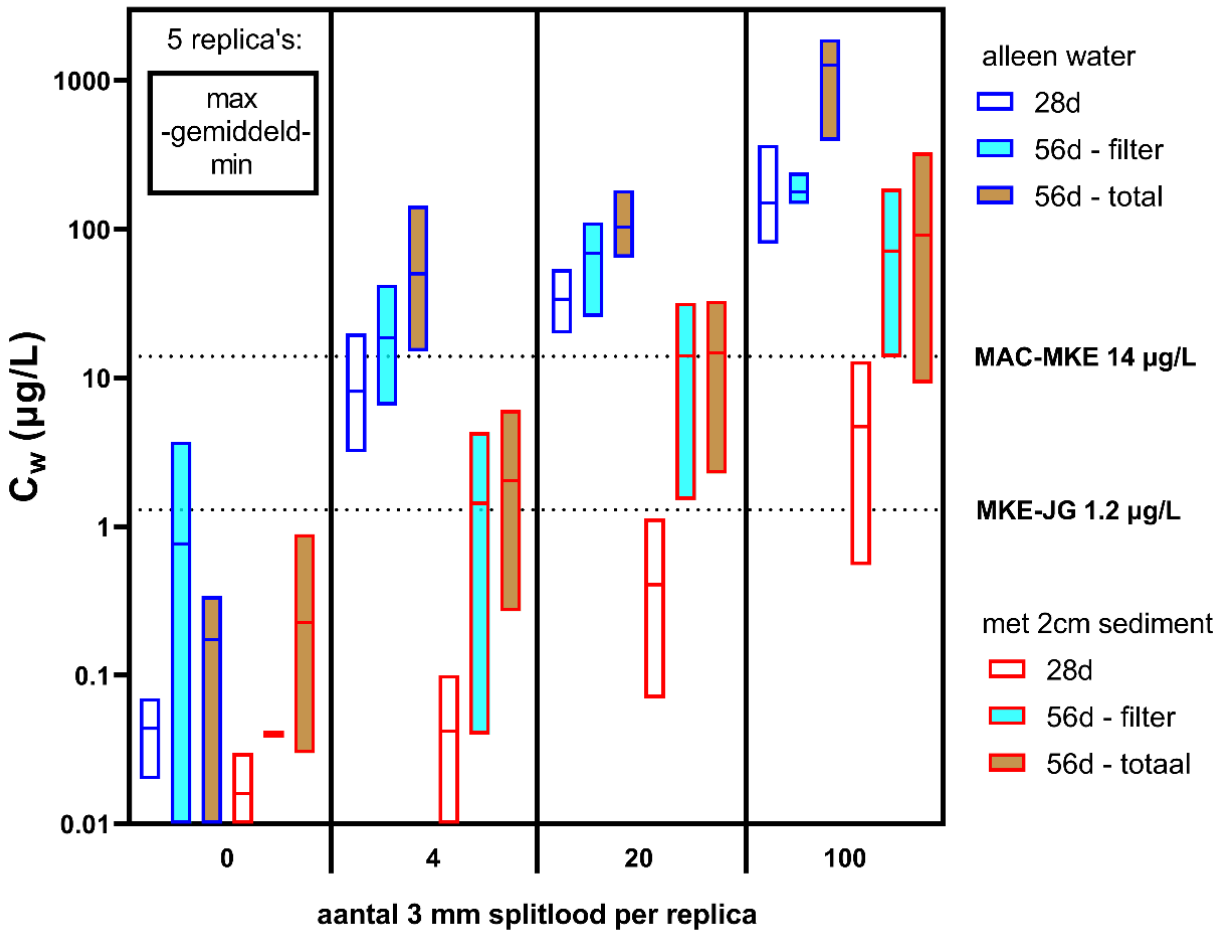
Figuur 3.3 **(Links)** verloop van metingen aan pH in series met en zonder sediment; **(Rechts)** verloop van metingen aan hardheid in series met en zonder sediment.

Op dag 28 van de slakkenblootstelling bleek het zuurstofgehalte (15ºC) gemiddeld 5,8 mg/L in zowel de potten met alleen water als de potten met sediment. In 1 replica van de serie met alleen water was het zuurstofgehalte 2,4 mg/L. In de serie met sediment bleek in 3 replica's de zuurstofgehalte relatief laag (0,5- 3,0). Dit kan veroorzaakt zijn door een tijdelijk verminderde doorborrelsnelheid zoals hierboven benoemd. Er is verwacht dat dit geen kritische condities voor de waterslakken opleverde, aangezien modderslakjes aan lage zuurstofomgeving in sediment gewend zijn, en gezien de continue hoge overleving van *Physella* (zie 3.4.4).

3.3.2 Ontwikkeling van loodemissie uit splitlood in systemen met alleen water

Watermonsters genomen van de controle potten hadden een opgelost loodconcentratie 0,044±0,021 µg/L, rond de aantoonbaarheidswaarde van 0,04 µg/L. Tabel 3.1 geeft de gemiddelde metingen en spreiding weer van de meetpunten na een emissieperiode van 28 d (vlak voor inzetten van de slakken), en 56 d (eind van de slakkenblootstelling). Op dag 56 zijn zowel de opgeloste concentraties (na filtratie) gemeten als de totale suspensie concentraties. De opgeloste waterconcentraties ($C_{w,filter}$) na 28 dagen zijn goed meetbaar bij alle systemen met loodkorrels, weergegeven in Figuur 3.4. Bij 4 splitloodjes Nº1 is door corrosie een gemiddelde waterconcentratie ontstaan van 8,1 µg/L, tot een maximum van 20 µg/L. Deze waardes liggen hoger dan de

chronische NOEC concentraties voor diverse mollusken [22, 24-26]. De opgeloste loodconcentratie neemt vrijwel proportioneel toe met hogere aantal loodkorrels: op dag 28 zijn de gemiddelde concentraties een factor 4,2 hoger in de potten met 20 loodjes dan in potten met 4 loodjes. De potten met 100 loodjes hebben een gemiddelde concentratie die een factor 4,5 hoger is dan potten met 20 loodjes. Er is echter ook veel spreiding tussen de replica's met hetzelfde aantal loodjes. Voor de potten met 4, of 20, of 100 loodjes, verschillende de concentraties een factor 6,3, 2,7, en 4,6, respectievelijk. Deze grote spreiding kan het resultaat zijn van een verschil in turbulentie van het water langs de loodkorrels, dat ontstaat door het doorborrelen. Hieruit volgt dat bij een lager dichtheid vislood, zoals 1 loodkorrel per liter water al een waterconcentratie kan ontstaan binnen 1 maand die de NOEC van verschillende waterorganismen overschrijdt in stilstaand water zonder sediment, bijvoorbeeld een afgezonderde waterplas tussen de stenen langs een oever.



Figuur 3.4 Metingen loodconcentraties in de waterfase na emissie op 28 en 56 dagen, voor testsystemen met alleen water (kolommen met blauwe rand) en sedimenten met een 2cm laag sediment (kolommen met rode rand). ($CaSO_4$ toegevoegd na 27 dagen, slakken toegevoegd na 28 dagen). Op dag 56 zijn gefilterde watermonsters (kolommen met blauwe vulling) en ongefilterde watermonsters gemeten (kolommen met bruine vulling). De bars geven de minimum-maximum weer van de replica's, en hun gemiddelde waarde.

De loodemissie neemt verder toe in de periode van 28 dagen waarin de slakken zijn blootgesteld, met een verhoogde vrij opgeloste lood concentratie (na filtratie op dag 56) van ongeveer een factor 2 (vergelijk kolommen van 28d en 56d in Figuur 3.4). Dit toont aan dat de slakken tijdens de periode van 28 dagen zijn blootgesteld aan een toenemende biobeschikbare loodconcentratie. De totaal-gehaltes aan lood in de waterfase ($C_{w,totaal}$) van de watermonsters na 56 dagen zijn gemiddeld een factor 3,7, 1,4, en 16,7 hoger dan de gefilterde concentraties ($C_{w,filter}$) van 4, 20, en 100 loodjes, respectievelijk. Een groot deel van de loodemissie is dus gebonden aan zwevende deeltjes in suspensie. Het gehalte gesuspendeerd materiaal is

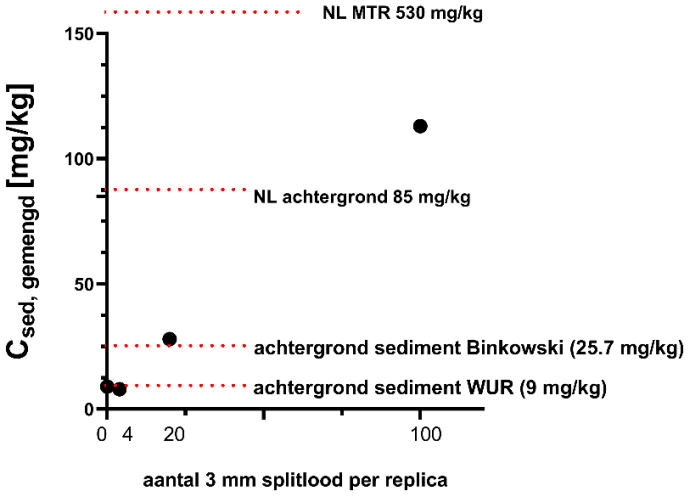
niet nader bepaald, en kan sterk hebben gevarieerd tussen replica's, maar ook per replica in tijd en in de laag van de waterkolom onder invloed van mate van doorborrelen en hoeveelheid en mate van verwering van voer.

De toegenomen hoeveelheid zwevende deeltjes in de periode met slakken en voer, lijkt te hebben gezorgd voor een versnelde emissie van lood gedurende de tweede periode van 28 dagen. De emissie van lood na 56 dagen in 1 liter medium ($C_{w,totaal}$) is echter slechts 0,005% van de totale vaste vorm van splitloodjes. In een jaar tijd zou dit slechts 0,03% bedragen, waaruit blijkt dat vislood meerdere decennia tot eeuwenlang in een aquatisch milieu kan achterblijven.

Met de hoogste $C_{w,totaal}$ bij een replica met 100 loodjes is in één liter medium 1,8 mg vrij gekomen, wat met de gebruikte balans meetbaar zou moeten zijn. Terugwegingen van gedroogde visloodjes laten echter geen consistent beeld zien, en kunnen helaas niet worden gebruikt voor opmaken van een emissiebalans. De totale oppervlakte van de buitenkant van het splitlood, inclusief de oppervlak van de inkeping, is berekend op 0,35 cm^2 per splitloodje. De emissiesnelheid van lood wordt door RIVM geschat op 13,0 mg/cm^2/jr. Met 100 splitloodjes zou een verwachte emissie in 2 maanden neerkomen op 75 mg, aanzienlijk hoger dan de gemeten maximale emissie van 1,8 mg. Deze versimpelde berekening schetst het beeld dat in de relatief stilstaande situatie van het testsysteem met turbulentie alleen door doorborrelen een veel lagere emissiesnelheid oplevert dan op dit moment wordt ingeschat voor loodemissies via vislood [12, 14].

Tabel 3.1 Loodconcentraties in de vislood studie na filtratie ($C_{w,filter}$), totaal in suspensie ($C_{w,totaal}$) en in sediment (C_{sed}).

Behandeling	Gemiddelde $C_{w,filter}$ opgelost 28d (µg/L)			Gemiddelde $C_{w,filter}$ opgelost 56d (µg/L)			Gemiddelde $C_{w,totaal}$ 56d (µg/L)			C_{sed} 56d mg/kg	Totale loodemissie na 56d (water + sediment)
		stdev	max		stdev	max		stdev	max		
Alleen water											
Controle	0,04	0,02	0,07	0,7	1,7	4	0,2	0,1	0	-	
1,1 g lood	8,1	6,9	19,9	19	14	42	50	53	144	-	0,004%
5,5 g lood	33,7	15,9	53,8	69	32	111	103	46	183	-	0,002%
27,5 g lood	150,1	122,7	368	178	36	240	1269	601	1889	-	0,005%
Sediment laag 2 cm											
Controle	<LOQ	0,02	0	0	0,0	0	0,2	0,4	1	9	
1,1 g lood	0,042	0,03	0	1,4	1,7	4,3	2,0	2,3	6,1	8	0,0002%
5,5 g lood	0,4	0,5	1	14	12	32	15	13	33	28	0,04%
27,5 g lood	4,7	5,6	13	71	69	187	91	134	328	113	0,04%



Figuur 3.5 Metingen loodconcentraties na emissie vanuit visloodjes op 56 dagen in de volledig gemengde sedimentlaag.

3.3.3 Ontwikkeling van loodemissie uit splitlood in systemen met sediment

De sedimentconcentratie in het originele sediment is bepaald op 8 mg/kg, ruim onder de algemene achtergrondwaarde van 85 mg/kg in Nederland, en lager dan het sediment gebruikt in de emissiestudie van Binkowski [16] (25,7 mg/kg). Het sediment had een organisch koolstofgehalte van 4,5%. Aangezien in de controle sedimenten na 28 en 56 dagen geen loodconcentraties werden waargenomen boven 1 µg/L (zie rode bars in Figuur 3.4 bij 0 loodjes), zijn alle hoger gemeten concentraties aannemelijk het directe resultaat van emissie vanuit het vislood. In alle sediment systemen zijn alle toegevoegde splitloodjes zichtbaar met de inkeping naar boven, en ongeveer tot de helft in contact met het sediment. Geen van de loodjes is dus volledig in het sediment gezakt, en direct contact met de beluchte waterkolom boven het sediment is dus aanwezig. Het geschatte oppervlak van splitlood dat boven het sediment uitsteekt is 0.21 cm^2 per loodje. In tegenstelling tot de systemen met alleen water, zijn bij 4 splitloodjes N°1 op het sediment de opgeloste loodconcentraties (rode kolommen van Figuur 3.4) na 28 dagen in 4 replica's onder of op de kwantificatie limiet (LOQ) van 0,04 µg/L, en 1 replica 0,1 µg/L. Bij 20 splitloodjes N°1 is in alle replica's opgelost lood kwantificeerbaar, tussen 0,07-1,13 µg/L. Bij 100 loodjes is een verdere toename te zien, met waardes tussen 0,8 – 12,9 µg/L, dus tot boven het JG-MKE van 1,2 µg/L, maar nog veelal onder effect concentraties voor waterslakken. Figuur 3.4 geeft weer dat de opgeloste loodconcentratie zeer sterk toeneemt tussen dag 28 – 56, in de periode dat slakken zijn blootgesteld, met een factor tussen de 15-35. Het is niet duidelijk waarom deze toename zoveel sterker is dan in de systemen zonder sediment. In 1 replica van sediment met 4 loodkorrels is de opgeloste loodconcentratie (na filtratie) 4,3 µg/L na 56 dagen, hoger dan de JG-MKE. In replica's met 20 splitloodjes steeg de opgeloste loodconcentratie (na filtratie) verder tot 1,5-32 µg/L. Dit is in alle gevallen dus boven de JG-MKE en in het bereik waar effecten op slakken kunnen worden verwacht. De replica's met 100 loodjes vertonen loodconcentraties met een nog hoger bereik: 13,8-187 µg/L.

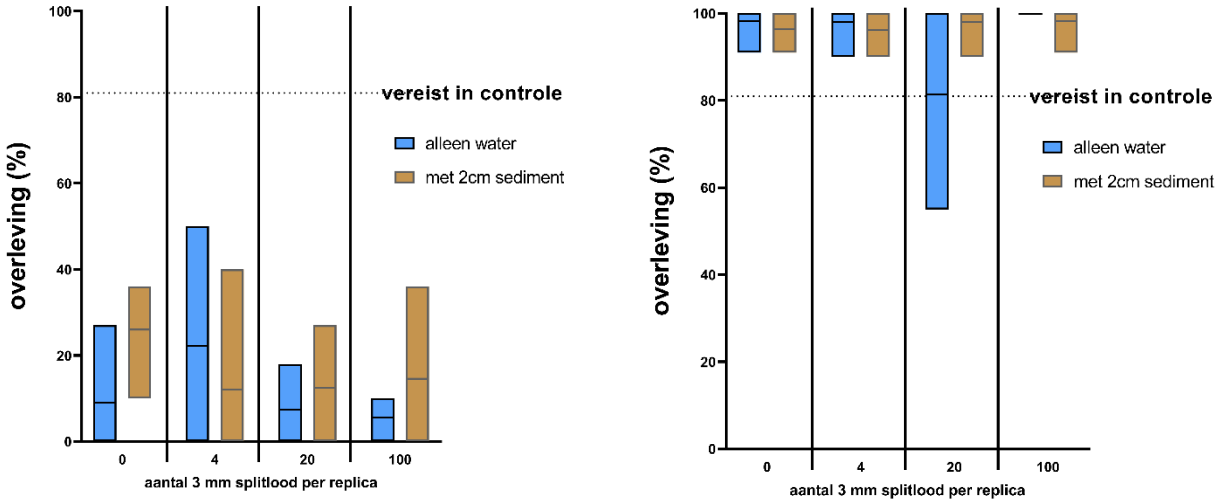
Een deel van het lood is gebonden aan zwevende deeltjes. De totale suspensie concentraties van de watermonsters na 56 dagen zijn gemiddeld maar een factor 1,4, 1,1, en 2,0 hoger dan gefilterde waterconcentraties van 4, 20, en 100 loodjes, respectievelijk. Het gehalte gesuspendeerd materiaal is niet nader bepaald. In vergelijking met de testsystemen zonder sediment, is de opgeloste loodconcentratie aanzienlijk lager in de aanwezigheid van sediment. Op dag 28 was de opgeloste loodconcentratie een factor 83 keer hoger in behandelingen met alleen water 20 loodjes, een factor en 31 in de behandeling met 100 loodjes.

Alhoewel loodkorrels voor ongeveer de helft inzakken in de sedimentlaag, en er daarmee minder loodoppervlak in direct contact staat met de waterkolom, is het verschil veel hoger dan een factor 2 en is beschikbaar oppervlak niet de enige bepalende factor. Na 56 dagen echter, is het verschil in $C_{w,filter}$ verminderd tot een factor 5 en 2,5 keer hoger. Dit zou erop kunnen duiden dat een groot deel van het lood dat als eerste vrijkomt snel bindt aan het sediment oppervlak. Als er deels evenwicht is ontstaan tussen topsediment en overliggend water, zal de concentratie in bovenlaag sneller toenemen, alhoewel in de 2^e periode van 28 dagen ook opgelost organische materiaal van het toegediende voer en vector kan zijn voor relatief meer lood in de waterfase.

Sedimentconcentraties zijn alleen bepaald voor een enkel samengevoegd sedimentmonster per behandeling na afgieten en uitzeven van splitlood en slakjes, en mengen van het verzameld sediment. De gemengde sediment concentratie was niet meetbaar hoger dan het controle sediment bij 4 splitloodjes, maar bij 20 en 100 loodjes nam aanzienlijk toe tot 28 en 113 mg/kg (Figuur 3.5). Hierbij moet opgemerkt worden dat tijdens blootstelling van de slakjes verwacht wordt dat alleen de toplaag van het sediment het vrijgekomen lood zal binden, dit omdat het niet verstoren van de sediment laag leidt tot een beperkte diffusie naar diepere sedimentlagen. De gemeten waarde is door menging van de zuurstofloze laag onder de toplaag een sterk verdund monster. Het is wel mogelijk om een massabalans te maken. Bij zowel 20 als 100 loodjes is de aan sediment gebonden fractie verantwoordelijk voor de bulk van de emissie – 100 keer meer dan de hoeveelheid lood in de watersuspensie boven het sediment, en 0,04% van het vaste lood. Als dit proportioneel toeneemt met langere blootstellingstijd zou dit oplopen tot 0,26% per jaar wat vrijkomt uit lood dat op fijn sediment ligt. Met een geschat oppervlak van splitlood dat boven het sediment uitsteekt van 0.21 cm^2 per loodje, komt dit neer op een emissiesnelheid van 3,8 en 3,1 $mg/cm^2/jr$ voor de systemen met 20 en 100 loodjes, respectievelijk. Dit ligt dichter in de buurt van de door RIVM gehanteerde corrosiesnelheid van 13 $mg/cm^2/jr$ dan uit de test-systemen met alleen water werd berekend.

3.3.4 Effecten van vislood op *Potamopyrgus antipodarum* (modderslak)

De controle overleving voor de modderslak *Potamopyrgus antipodarum* was in testsystemen met alleen water 0-27%, en in de sediment systemen 9-36%, zie Figuur 3.6. Tijdens de eerste weken van de test werd voldoende activiteit van modderslakjes waargenomen, wat is af te leiden uit hun aanwezigheid op glaswand en het voer. Aan het eind van de test moet echter geconcludeerd worden dat, om vooralsnog onduidelijke redenen, dit experiment niet als valide kan worden beschouwd; de meeste teruggevonden slakkenhuisjes leeg waren in de controle replica's, en de overleving in de controles was onvoldoende om een effect van lood op deze slakkensoort te bepalen.



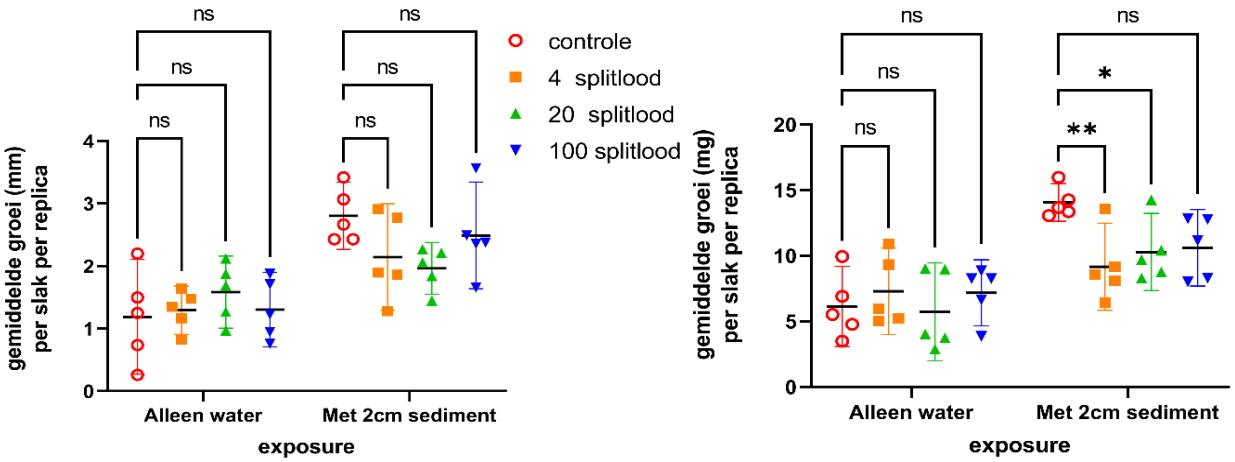
Figuur 3.6 Overleving na 28 dagen voor waterslakjes Potamopyrgus antipodarum (links) en Physella acuta (rechts). De horizontale stippellijn geeft de 80% overleving in controle aan, zoals die in de OECD testrichtlijn 243 voor de poelslak Lymnaea stagnalis wordt aangehouden. Kolommen geven van de 5 replica's de minimum, gemiddelde en maximum weer.

Tabel 3.2 Metingen van groei van Physella acuta in drooggewicht (mg) en lengte (mm).

	mg dag 0 (via lengte)	Gewicht in mg na 28 d per replica					mm dag 0	Lengte in mm na 28 d per replica				
# splitlood	**Gemiddeld ± stdev**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**Gemiddeld ± stdev**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Slakken in 1L water												
controle	3,75 ± 0,25	13,48	8,35	9,12	7,56	10,86	4,86 ± 0,19	6,89	5,46	5,98	5,38	6,52
4	3,93 ± 0,23	10,03	9,17	8,57	13,28	15,06	5,00 ± 0,18	6,27	5,85	6,04	6,65	6,67
20	3,61 ± 0,26	12,68	6,84	7,72	12,30	7,10	4,75 ± 0,21	6,49	6,00	6,09	6,65	6,43
100	3,80 ± 0,18	10,42	12,96	7,57	12,05	11,87	4,90 ± 0,14	5,83	6,37	5,59	6,62	6,63
Slakken in 1L water met 2 cm sediment												
controle	3,95 ± 0,23	18,27	17,09	20,18	17,19	17,30	5,02 ± 0,18	7,51	7,75	7,66	8,34	7,83
4	3,49 ± 0,50	13,28	12,03	9,49	11,60	16,85	4,65 ± 0,39	7,02	6,27	6,23	7,09	7,39
20	3,73 ± 0,40	13,73	13,02	18,51	12,23	12,57	4,84 ± 0,32	6,73	6,80	7,31	6,46	6,75
100	3,86 ± 0,30	16,72	12,24	15,30	16,17	11,93	4,95 ± 0,24	7,40	7,38	7,66	8,11	6,66

3.3.5 Effecten van vislood op *Physella acuta* (puntige blaashoorn)

De controle overleving voor de puntige blaashoorn (*P. acuta)* was in beide testseries 91-100%, en ook in de replica's met verschillende hoeveelheden vislood was overleving over het algemeen 91-100%, (Figuur 3.6). Voor de serie met slakken blootgesteld in alleen water, is er geen effect van opgelost lood waarneembaar op groei. Voor de series met slakken blootgesteld in aanwezigheid van sediment, is groei op basis van gewicht significant hoger in de controle dan in de blootstellingen met 4 en 20 loodjes, zie p waardes in Tabel 3.3 en Figuur 3.7. De gemiddelde groei in de blootstelling met 100 loodjes is voor de 5 replica's lager, maar niet significant lager van de controle zonder vislood. Er is geen relatie tussen groei en hoeveelheid vislood in de 3 behandelingen. Op basis van lengte meting van de schelpjes is er geen significant effect van vislood-dichtheid ten opzichte van de controle.



Figuur 3.7 Groei na 28 dagen voor waterslak Physella acuta op basis van toename in gemiddelde lengte per replica (**links**) en drooggewicht per slak (**rechts**). * statistisch significant verschil met p <0.05; ns = niet-statistisch significant verschil.

Tabel 3.3 Statistische analyse met Dunnett's multiple comparisons test op groei van Physella na 28 d.

	Groei in mg (gemiddeld drooggewicht/slak/replica)				Groei in mm (gemiddeld lengte/slak/replica)			
	Mean Diff	**95% CI Diff**	**P Waarde**		**Mean Diff**	**95% CI Diff**	**P Waarde**	
Alleen water								
controle vs. 4 splitlood	-1,166	-4,902 - 2,570	0,783	ns	0,6580	-0,183 - 1,500	0,152	ns
controle vs. 20 splitlood	0,4080	-3,328 - 4,144	0,986	ns	0,8380	-0,0033 - 1,679	0,051	ns
controle vs. 100 splitlood	-1,046	-4,782 - 2,690	0,831	ns	0,3120	-0,5293 - 1,153	0,688	ns
Met 2 cm sediment								
controle vs. 4 splitlood	4,900	1,164 - 8,636	0,008	**	-0,1040	-0,945 - 0,737	0,981	ns
controle vs. 20 splitlood	3,782	0,04629 - 7,518	0,047	*	-0,3960	-1,237 - 0,445	0,521	ns
controle vs. 100 splitlood	3,452	-0,2837 - 7,188	0,075	ns	-0,1160	-0,957 - 0,725	0,974	ns

Zowel de groei in lengte als groei in drooggewicht aan het eind van de 28 dagen blootstelling was significant hoger voor slakken in de controles met sediment dan slakken in controles met alleen water (paired t-test in Graphpad Prism; p=0,028 en p=0,002, respectievelijk). Aangezien sediment invloed had op de pH, en de invloed van sediment op verschillende manieren de testcondities kan hebben veranderd, is dit iets om in het achterhoofd te houden als de resultaten van de twee series vergeleken worden.

De aanwezigheid van sediment als extra bron van voedsel of nutriënten heeft mogelijk ook een invloed gehad. Er was verwacht dat het toevoegen van calciumsulfaat aan de serie met potten met alleen water ervoor zou zorgen dat de hardheid gelijk zou zijn, en daarmee ook de opgeloste basisnutriënten die voor groei van de schelp nodig zijn. Over het algemeen worden slakken in toxiciteitsstudies altijd zonder sediment

getest, in een standaard testmedium. Het zou kunnen dat het gebruikte grondwater en aangeboden voedsel ontoereikend was in andere nutriënten die voor groei van de slakken nodig zijn, terwijl die vanuit het sediment in hogere mate beschikbaar kwamen.

Verder werden in alle potten ruime hoeveelheden van ei-pakketten waargenomen, en in alle potten met 100 splitloodjes werden veel juvenielen waargenomen (<2 mm) in vergelijkbare mate met de controle potten.

3.4 Discussie

3.4.1 Emissie van opgelost lood uit vislood

De emissie van opgelost lood uit vislood is duidelijk aangetoond in het huidige experiment, zowel in potten met alleen water als in potten met water boven een laagje sediment. Loodemissie was hoger bij toenemend aantal splitloodjes, dus een groter oppervlak blootgesteld lood. Een toenemende loodconcentratie bij langere blootstellingsduur gaf aan dat de loodemissie door blijft gaan en dat er nog geen evenwicht bereikt was. Na 28 dagen emissie vanuit 4 splitloodjes in 1 L water en fijnkorrelig sediment waren echter nog geen concentraties opgelost lood waarneembaar >1 µg/L. Hogere concentraties werden wel bereikt in deze testsystemen tussen na 56 dagen (8-42 µg/L), in de periode waarbij voer en slakken aanwezig waren. Een eerdere emissiestudie met 4 loodkorrels (3 mm schothagel) in potten met een halve liter water en een bodem van fijnkorrelig sediment, rapporteerde bij pH 7 concentraties van 0-78,7 µg/L na 30 dagen[16]. Dit komt dus goed overeen met de gecombineerde resultaten van 28-56 dagen in de huidige opzet met 4 splitloodjes en 1 L water en een laagje fijnkorrelig sediment. In de studie met schothagel werden echter veel lagere concentraties werden gemeten in testsystemen met grofkorrelig sediment (0-5,23 µg/L)[16], terwijl voor dat zandige sediment een lagere binding werd verwacht en er dus juist hogere lood concentraties werden verwacht. In de huidige studie was in systemen zonder sediment de opgeloste loodconcentratie veel hoger dan in systemen met sediment. Een andere emissiestudie met schothagel lood toonde aan dat emissie al binnen 1 dag meetbaar is [29], en dat in anaeroob water de emissie tot opgelost lood veel lager ligt, tot vrijwel niet meetbaar[28].

De emissie uit vast lood naar opgelost lood zonder de aanwezigheid van sediment, en met enige turbulentie via het doorborrelen, zorgt bij 4 splitloodjes in 1L water na 28 dagen voor loodconcentraties boven de JG-MKE van 1,2 µg/L, en na 56 dagen voor loodconcentraties (na filtratie) boven de MAC-MKE van 14 µg/L. Een hogere looddichtheid dan 4 loodjes per pot, of beter gezegd een hoger aan water blootgesteld oppervlak van vast lood, leidt sneller tot hogere overschrijdingen. De getoetste situatie van 1L stagnant water is een "*worst case*" benadering is van de situatie bij vislood dat achterblijft in het aquatisch milieu. Om modelvoorspellingen van loodemissie beter te valideren zou het voor toekomstig onderzoek interessant zijn om een beter tijdsverloop in de periode van de eerste 28 dagen beschikbaar te krijgen, om emissie over een langere periode van bijvoorbeeld 1 jaar te bepalen, en om loodemissie onder een bepaalde mate van doorstroomsnelheid te bepalen.

Vislood dat in Nederlandse zoetwaterstromen achterblijft zal in de meeste gevallen op de bodem terechtkomen en deels in het aanwezige sediment zakken. Uit de huidige studie blijkt dat na 56 dagen in stagnant water boven een laagje fijnkorrelig sediment, waar alle splitloodjes zeker voor helft van het oppervlak nog in contact staan met de waterkolom, er een factor 2,5-5 keer lagere opgeloste concentratie zit dan in een testsysteem zonder sediment. In een wetland gebied in Denemarken, waar historisch veel gejaagd is, werd schotlood op een gemiddeld twee keer hogere dichtheid gevonden in de bovenste 10 cm vergeleken met de diepere 10 cm laag, maar zat dus een aanzienlijke fractie van het lood niet aan de oppervlakte van het sediment [30]. Voor loodobjecten in sediment op Noord-Amerikaanse vislocaties (in ruim begrip van allerlei types kwijtgeraakt vast lood) werd bepaald dat de overgrote fractie aanwezig is op 0.1- 2.5 cm diepte (62%), en een kleine fractie (12.7%) aan de oppervlakte van sediment[15]. Dit kan uiteraard sterk afhankelijk zijn van de dichtheid van het sediment, en de depositie van nieuw sediment gedurende een langere periode. Het lood was nog in vergelijkbare hoeveelheden aanwezig als metingen uit 1970 op dezelfde locaties, terwijl lood in schothagel in Denemarken al sinds 1986 niet meer was toegestaan.

Net als de verwaarloosbare emissiemetingen van loodkorrels in anaeroob water[28], geeft deze Deense studie aan dat loodemissie in anaeroob sediment zeer langzaam gaat, en tegelijk dat lood decennialang een bron van achtergrondvervuiling kan blijven. De grootste milieuzorg is dus voor emissie vanuit loodobjecten in contact met zuurstofrijk overliggend water, maar studies naar de invloed van loodobjecten op de kwaliteit van populaties in het sediment levende organismen zou meer aandacht verdienen.

De dichtheid van 4 splitloodjes in de potten met 1L water komt neer op 509 splitloodjes/m^2, berekend met een doorsnede van 10 cm van de 2L weckpot (78 cm^2). Met een geschat gecorrigeerd oppervlak van splitlood dat boven het sediment uitsteekt van 0.21 cm^2/splitloodje, komt dit overeen met 108 cm^2 loodoppervlak per m^2 sediment. De hoogste dichtheid schotlood in de Deense wetlandstudie varieerde van 41-204 loodkorrels/m^2 (totaal in de bovenste 20 cm sediment). Een Noord-Amerikaanse studie vond maximaal 0,5 loodobjecten per m^2 ("sinkers" zwaarder dan 0,4 g) op 15 locaties. In vislocaties in Engeland zijn dichtheden van 105.2 "sinkers"/m^2 en 14.2-21.2 "sinkers"/m^2 beschreven. Er zijn geen gegevens van studies naar loodgehaltes in vislocaties in Nederland bij ons bekend. De 4 splitloodjes per L water is waarschijnlijk een hogere dichtheid dan kan worden verwacht in een waterstroom die actief bevist wordt. Stilstaand water zal wellicht alleen representatief zijn voor visvijvers en watergangen met weinig doorstroming en de huidige test zal qua waterconcentraties bij 4 splitloodjes ruim overtreffen wat in de meeste vislocaties kan optreden door emissie vanuit vislood.

Emissie uit vislood kan echter wel degelijk bijdragen aan opgelost lood in bovenliggend water en aan accumulatie van gebonden lood in de toplaag van bodemsediment, als die niet snel bedekt wordt door depositie van zwevend materiaal. Het is echter lastig vast te stellen in welke mate achterblijvend vislood in Nederlandse waterstromen bijdragen aan de totale fractie opgelost lood, ten opzichte van lood afkomstig uit regenwater en roet/stofdeeltjes, afstroom van daken/wegen, industrie, en huishoudens. In de huidige studie is een ruwe inschatting mogelijk van de emissiesnelheid van splitlood tot opgelost lood, dat daarna eventueel ook weer kan binden aan omliggend sediment en zwevend materiaal. Met een gecorrigeerd oppervlak van splitlood dat boven het sediment uitsteekt van 0.21 cm^2/splitloodje komt de totale emissie naar voornamelijk omliggend sediment (en water+suspensie) neer op een emissiesnelheid van 3-4 mg/cm^2/jr. Dit ligt iets lager dan de door RIVM gehanteerde corrosiesnelheid van 13 mg/cm^2/jr, maar zou hoger kunnen liggen als het water iets meer doorstroomsnelheid zou hebben. Hieruit zou de emissie van opgelost lood via jaarlijks visloodverlies vanuit sportvisserij in de juiste orde van grootte kunnen liggen, volgens de rekenmethode zoals Deltares [13] gebruikt met de meest recente schatting van verloren lood per jaar door CVO [14]. Door de sterke bindingsconstante van lood aan organisch materiaal blijft onbekend hoeveel van totale emissie alsnog bindt aan sediment en hoeveel daadwerkelijk in oplossing komt, maar dit zal zeker een fractie van het totaal zijn, en afhankelijk van de dimensies van de waterstroom (zoals verhouding waterkolom/bodemoppervlak, stroomsnelheid, gehalte zwevend materiaal).

3.4.2 Risico van opgelost lood uit vislood voor het aquatische ecosysteem

In het huidige blootstellingsexperiment met 2 soorten waterslakken zijn geen eenduidige effecten waargenomen. In het huidige experiment zijn volwassen slakjes gebruikt die niet in eerdere studies met loodblootstelling zijn getoetst. *Potamopyrgus antipodarum* werd in januari 2022 op een veldlocatie buiten de campus van de WUR verzameld. De slakken zijn geacclimatiseerd aan laboratoriumcondities zoals dat in andere experimenten ook gebruikelijk is en daarna ingezet in de test. Helaas hebben ze zich, in tegenstelling tot eerdere testen, hier niet goed tijdens het blootstellingsexperiment kunnen ontwikkelen. *Physella acuta* kwam uit een zich constant voortplantende cultuur in een aquarium, en bleek zich ook tijdens het huidige experiment voort te planten.

De twee belangrijkste resultaten waren dat (i) de controle sterfte van *Potamopyrgus antipodarum* ruim hoger was dan 50%, waardoor geen effecten van opgelost lood konden worden bepaald, en dat in de serie met *Physella acuta* in sediment de controle een statistisch significant hogere groei van de slakjes liet zien dan in de serie met alleen water, en (ii) dat op basis van het drooggewicht van de *Physella* het er op lijkt dat alle geteste loodconcentraties een negatief effect hebben.

Het was interessant dat er geen effect op overleving gevonden werd, maar wel op drooggewicht. Klaarblijkelijk, is er geen directe mortaliteit maar grijpen opgeloste loodconcentraties eerst aan op andere

processen in de slak. Om dit effect van opgeloste loodconcentraties zichtbaar te maken, moet er dus een bepaalde groei optreden. Daar de groei van de slakjes op de behandelingen met sediment hoger was dan in de behandelingen met alleen water, kon dit effect alleen in de sediment behandelingen waargenomen worden. De gepubliceerde studies naar de impact van opgelost lood zijn uitgevoerd met de poelslakken *Lymnaea stagnalis* en *Lymnaea palustris* en zijn allemaal uitgevoerd met gesynchroniseerde juvenielen van <24 uur oud die 28 of 56 dagen werden blootgesteld. De juvenielen zullen in veelvoud van de beginfase in gewicht en lengte toenemen, en als juveniel ook wellicht in een gevoeligere groeifase zijn dan adulte slakken. Het gebruik van sub-adulte slakken die maar relatief beperkt in lengte doorgroeien in 28 dagen, is waarschijnlijk niet optimaal geweest om mogelijke sub-lethale effecten van lood op waterslakken op te pikken.

3.4.3 Toekomstige ontwikkelingen voor risico's van zware metalen in het aquatisch milieu afkomstig van sportvisserij

Met de waarschijnlijke komst van een algeheel EU verbod op gebruik van lood in sportvisserij binnen enkele jaren (https://echa.europa.eu/nl/-/lead-in-outdoor-shooting-and-fishing), kan verwacht worden dat alle betrokken instanties dit stricter zullen handhaven dan momenteel in veel regio's gebeurd bij het afgeven van visvergunningen en organiseren van hengelsport evenementen. Ook kan verwacht worden dat een grotere verscheidenheid aan minder milieuschadelijke visgewichten de emissie van vislood beperkt. IJzer, steen, glas of beton als "Best Beschikbare Technieken" verminderen het gebruik en verlies van lood als Zeer Zorgwekkende Stof. In logboek rapportages van ongeveer 1.500 recreatieve hengelaars wordt aangegeven dat 96,4% in 2020 nog met lood vist. Een recente enquête uit maart 2021 onder 50.000 hengelsporters laat zien dat tot 45% van de ondervraagden in enkele vistrips loodvervangers gebruikt, maar 20% bij meer dan 10 vistrips loodvervangers gebruikt [14]. Het is hierbij goed om te realiseren dat alternatieven voor lood op basis van zink en koper zelfs een veel groter risico kunnen vormen voor sommige aquatische organismen,[28, 29] alhoewel vermindering van risico op ingestie van lood door watervogels, en loodcontact via huid door mensen wordt voorkomen. Andere zware metalen zoals bismut/wolfraam (*'tungsten'*) kunnen worden gebruikt, waar mogelijk nog minder over bekend is qua risico's voor aquatisch milieu. Voor veel alternatieven voor loodtuig zal moeten gelden dat er eerst een verkenning wordt gedaan op mogelijke milieuschade, voordat geclaimd wordt dat elke loodvervanger beter is voor het milieu.

4 Conclusies

Concentraties van opgelost lood in het Nederlandse oppervlaktewater

Concentraties van opgelost lood in 2021 zijn in 2.7% van de meetlocaties in het Nederlandse oppervlaktewater boven de wettelijke norm, in concentraties waarbij effecten op waterorganismen zijn aangetoond.
Lood is aangemerkt als Zeer Zorgwekkende Stof (ZZS) maar komt vanuit verschillende bronnen terecht in Nederlands oppervlaktewateren, bijvoorbeeld via luchtvervuiling in regenwater, afspoeling vanuit stedelijk gebied, industriële processen, en (historisch) gebruik van lood in jacht en sportvisserij. De bijdrage van de verschillende bronnen aan loodconcentraties in water is meestal onbekend, en loodconcentraties kunnen zowel ruimtelijk als tijdelijk sterk verschillen. Opgelost lood bindt sterk aan in de waterkolom zwevende deeltjes. Het opgeloste lood komt verder in meerdere vormen voor afhankelijk van de eigenschappen van het water, zoals zuurtegraad en hardheid. Deze verschillende vormen van lood kunnen de giftigheid van opgelost lood sterk beïnvloeden, en daarmee het risico voor waterorganismen. Een belangrijk onderscheid wordt daarom ook gemaakt in de rapportage van loodconcentraties zonder filtratiestap (totaalgehalte inclusief lood gebonden aan zwevende deeltjes), en de loodconcentratie na filtratie, en tussen zoetwater en zoutwater. Een evaluatie van gerapporteerde loodconcentraties sinds 2005 in meerdere Rijkswaterstaat zoetwaterlocaties geeft aan dat de gefilterde waterconcentratie van lood zelden hoger is dan de jaargemiddelde milieukwaliteitseis (JG-MKE) van 1,2 µg/L. De instroomconcentratie van lood in grote rivieren in Nederland zijn in de Rijn lager (alles <0,2 µg/L) dan die in de Maas (< 0,7 µg/L) en in de Schelde (< 1,2 µg/L). Via het waterkwaliteitsportaal zijn loodconcentraties van alle meetpunten in 2021 in Nederland geëvalueerd. In 28 van de 1033 locaties overschrijdt de gemiddelde loodconcentratie over het hele jaar de JG-MKE, en vormt dus een acuut milieurisico voor 2,7% van de locaties. De hoogst gemeten opgeloste loodconcentratie (na filtratie) is 12 µg/L, dus in alle meetpunten is de concentratie onder de wettelijk maximale milieukwaliteitseis (MAC-MKE) van 14 µg/L. De waterorganismen waar de laagste effectconcentraties voor zijn bepaald na langdurige blootstelling aan opgelost lood zijn waterslakken, waarbij de groei van juvenielen en productie van ei-pakket massa al bij 3 µg/L nadelig worden beïnvloed. Loodvervuiling is dus in een beperkt deel van Nederlandse zoetwaterlocaties een direct milieuprobleem voor de waterkwaliteit.

Vislood als bron van opgelost lood.

De emissie van opgelost lood uit visloodjes tot boven de JG-MKE is experimenteel aangetoond in een experiment met vier 3 mm diameter splitloodjes in stilstaand water binnen 56 dagen, zowel in potten met alleen water als in potten waarin visloodjes op een sedimentoppervlak lagen. Deze getoetste loodkorrel dichtheid per m^2 ligt echter nog ruim hoger ligt dan gerapporteerde loodhoeveelheden op vislocaties in andere landen.
De loodemissie is gemeten in testsystemen met beluchting (worst case want zuurstofrijk water verhoogt corrosiesnelheid), zonder waterverversing (worst case want concentratie bouwt op), bij water met zuurgraad in het pH bereik van 7,5-8,7 (niet worst case want lager pH kan tot hoger emissie leiden), en fijnkorrelig sediment waar het vislood deels bovenuit bleef steken (deels worst case, want bij een sediment waar lood in wegzakt zou het lood in zuurstofloze omgeving waarschijnlijk vrijwel geen loodemissie naar bovenliggend water geven). De gemeten loodemissie was hoger bij toenemende aantal splitloodjes per pot, dus bij een groter oppervlak lood blootgesteld aan zuurstofrijk water. Een langere blootstellingsduur gaf ook een toenemende loodconcentratie, dus een continu loodemissie proces zonder snel evenwicht te bereiken in de stagnante systemen.

De emissie van opgelost lood uit vast splitlood, zonder de aanwezigheid van sediment, zorgt bij 4 splitloodjes in 1 liter water na 28 dagen voor concentraties van 8 µg/L (boven de JG-MKE van 1,2 µg/L), en na 56 dagen voor concentraties van 19 µg/L (boven de MAC-MKE van 14 µg/L). In stagnant water boven een laagje sediment, waar alle splitloodjes zeker voor helft van het oppervlak nog in contact staan met de waterkolom, zijn na 56 dagen de opgeloste concentraties meer dan een factor 2 lager dan in een waterkolom met evenveel splitlood zonder sediment. In alle replica’s met 20 splitloodjes per pot steeg de gefilterde waterconcentratie in 56 dagen tot 1,5-32 µg/L, allemaal ruim boven de JG-MKE. In de testsystemen met sediment is de aan sediment gebonden fractie de belangrijkst finale sink van de emissie – 100 keer meer dan

de hoeveelheid lood in het water boven het sediment. De laagst geteste looddichtheid van 4 splitloodjes per pot komt overeen met 509 splitloodjes/m^2. Deze looddichtheid ligt ruim boven de verwachte dichtheid van loodobjecten aan het sedimentoppervlak op vislocaties met een maximum van 105 visloodjes/m^2 nabij een visplatform in Groot-Brittannië.

Risico van loodemissie uit vislood voor waterslakken

De waterslaksoort Puntige blaashoorn (*Physella acuta)* vertoonde in het blootstellingsexperiment een snellere groei van subadulte individuen in controles (zonder lood) met sediment dan in controle (zonder lood) met alleen water. Het huidige experiment kon geen eenduidige toxiciteit afkomstig vanuit vislood aantonen op groei van subadulte waterslakjes.
Na de eerste periode van 4 weken van de emissie-studie zijn aan alle testsystemen waterslakjes van 2 soorten toegevoegd, om effecten van lood op groei te bepalen na 4 weken blootstelling. De controle overleving voor de modderslak *Potamopyrgus antipodarum* was echter onvoldoende om een effect van lood op deze slakkensoort te bepalen. De controle overleving voor de slak Puntige blaashoorn (*Physella acuta)*, en ook overleving in behandelingen met verschillende hoeveelheden vislood, was in beide testseries boven de 90% na 28 dagen. Voor de serie met slakken blootgesteld in alleen water, is er geen effect van het uit vislood vrijgekomen opgeloste lood waarneembaar, op basis van gemeten groei bij gefilterde waterconcentraties van 8-150 µg/L, terwijl literatuur een beperking van groei aantoonde van juvenielen van de waterslak *Lymnaea stagnalis* bij 3 µg/L. Voor de series met slakken blootgesteld in aanwezigheid van sediment, is groei op basis van gewicht significant lager in de blootstellingen met 4 en 20 loodjes per pot dan in de controle, maar niet bij 100 loodjes per pot met sediment. Zowel de gemiddeld groei in lengte als drooggewicht aan het eind van de 28 dagen blootstelling was een factor 2 hoger voor slakken in de controles met sediment dan in controles met alleen water. De aanwezigheid van sediment lijkt het effect van opgelost lood op groei van de slakken uit te vergroten, omdat de controleslakjes zich sneller ontwikkelen. In test systemen met en zonder sediment leek reproductie niet beïnvloedt door aanwezigheid van hoge dichtheden van splitlood, maar dit is op basis van de beperkte kwalitatieve waarnemingen van ei-pakketten en juvenielen niet mogelijk om verder statistisch uit te werken.

Risico van vislood voor aquatische ecosystemen
Het effect van deze opgeloste loodconcentraties lijkt vooral zichtbaar bij waterslakken die zich snel ontwikkelen qua groei van *Physella acuta*. Dit komt overeen met eerdere toxiciteitsstudies met juvenielen van de poelslak *Lymnaea stagnalis* blootgesteld aan opgelost lood, die effectconcentraties van 1-10 µg/L voor groei aangeven. De aangetoonde verstoring van de groei van waterslakken door emissie van opgelost lood uit vislood kan een effect hebben op ontwikkelingen op populatieniveau, als deze emissies leiden tot constante verhoogde waterconcentraties. Gezien de ecologische rol van waterslakken in bijvoorbeeld begrazing van waterplanten, en voedselbron voor andere waterdieren, kan dit de ecologisch conditie van het aquatische ecosysteem nadelig beïnvloeden. Er zijn echter geen lagere looddichtheden getest dan 4 loodjes per liter aquatisch testsysteem, en het is nog niet duidelijk in welke mate deze looddichtheid en testcondities representatief zijn voor typische vislocaties in Nederland.

Met de waarschijnlijke komst van een algeheel EU verbod op gebruik van lood in sportvisserij binnen enkele jaren kan verwacht worden dat alle betrokken instanties dit zullen handhaven bij het afgeven van visvergunningen en organiseren van hengelsport evenementen. De aanwezigheid van vast lood in Nederlandse watersystemen zal dan in ieder geval niet meer toenemen. Hoewel de anoxische condities in sediment de emissie vanuit vislood in dat compartiment sterk reduceren, is het risico van de aanwezigheid van een hoge dichtheid aan loodobjecten in sediment voor organismen levend in sediment nog niet onderzocht. Tevens kan achtergebleven loodobjecten in zoetwatersystemen via mogelijke ingestie door verschillende waterdieren een langdurig milieurisico blijven vormen.

Referenties

1. Lloret, J.; Garrote, A.; Balasch, N.; Font, T., Estimating recreational fishing tackle loss in Mediterranean coastal areas: Potential impacts on wildlife. *Aquatic Ecosystem Health & Management* **2014,** *17*, (2), 179-185.
2. Grade, T.; Campbell, P.; Cooley, T.; Kneeland, M.; Leslie, E.; MacDonald, B.; Melotti, J.; Okoniewski, J.; Parmley, E. J.; Perry, C.; Vogel, H.; Pokras, M., Lead poisoning from ingestion of fishing gear: A review. *Ambio* **2019,** *48*, (9), 1023-1038.
3. NAS *National Academies of Sciences Engineering and Medicine. Investigative Strategies for Lead-Source Attribution at Superfund Sites Associated with Mining Activities, Investigative Strategies for Lead-Source Attribution at Superfund Sites Associated with Mining Activities. Chapter 3, Environmental Dispersal of Lead*; 2017.
4. RIVM Stofgegevens Lood. https://rvszoeksysteem.rivm.nl/stof/detail/877.
5. Overheid Regeling - Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009 - BWBR0027061. https://wetten.overheid.nl/BWBR0027061/2017-01-01#BijlageI.
6. Overheid Regeling - Drinkwaterbesluit - BWBR0030111. https://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/2018-07-01#Opschrift.
7. UNEP/AEWA *Literature review: effects of the use of lead fishing weights on waterbirds and wetlands*; AEWA/MOP Inf. 5.2; 2011.
8. ECHA *ANNEX to the ANNEX XV RESTRICTION REPORT-Lead in outdoor shooting and fishing*; 2021.
9. CBS, P., RIVM, WUR Belasting van het oppervlaktewater door consumenten, 1990-2017 (indicator 0139, versie 20, 1 oktober 2019). https://www.clo.nl/indicatoren/nl013920-belasting-oppervlaktewater-en-emissies-naar-water-door-huishoudens.
10. RIONED, S. S. *Database kwaliteit afstromend hemelwater*; ISBN/EAN 978.90.5773.884.5; 2020.
11. CBS, P., RIVM, WUR Zware metalen in zoet oppervlaktewater, 1985-2001 (indicator 0250, versie 05, 14 september 2004). (https://www.clo.nl/indicatoren/nl025005-zware-metalen-in-zoet-oppervlaktewater)
12. Klein, J.; Vink, J. *Emissie van lood naar de Nederlandse zoete en zoute wateren door verlies van vislood in de sportvisserij*; 2013.
13. Deltares *Emissie van lood door de sportvisserij in zoete en zoute wateren.*; 2015.
14. CVO *Loodverlies en het gebruik van loodvervangers in de sportvisserij:*
Analyses van de 2018-2019 en 2020-2021 Logboek Survey en de 2017-2021 Screening Surveys; CVO rapport: 21.025; 2021.
15. Duerr, A. E. Abundance of lost and discarded fishing tackle and implications for waterbird populations in the United States. Univ. of Arizona., Tucson, AZ, USA, 1999.
16. Binkowski, Ł. J., The influence of environmental conditions on lead transfer from spent gunshot to sediments and water: Other routes for Pb poisoning. *Chemosphere* **2017,** *187*, 330-337.
17. Jacks, G.; Bystrom, M.; Johansson, L., Lead Emissions from Lost Fishing Sinkers. *Boreal Environment Research* **2001,** *6*, (3), 231-236.
18. Wang, Z.; Meador, J. P.; Leung, K. M. Y., Metal toxicity to freshwater organisms as a function of pH: A meta-analysis. *Chemosphere* **2016,** *144*, 1544-1552.
19. Xin, Z.; Wenchao, Z.; Zhenguang, Y.; Yiguo, H.; Zhengtao, L.; Xianliang, Y.; Xiaonan, W.; Tingting, L.; Liming, Z., Species sensitivity analysis of heavy metals to freshwater organisms. *Ecotoxicology* **2015,** *24*, (7-8), 1621-1631.
20. Mager, E. M.; Esbaugh, A. J.; Brix, K. V.; Ryan, A. C.; Grosell, M., Influences of water chemistry on the acute toxicity of lead to Pimephales promelas and Ceriodaphnia dubia. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology* **2011,** *153*, (1), 82-90.
21. Mager, E. M.; Brix, K. V.; Gerdes, R. M.; Ryan, A. C.; Grosell, M., Effects of water chemistry on the chronic toxicity of lead to the cladoceran, Ceriodaphnia dubia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **2011,** *74*, (3), 238-243.
22. Grosell, M.; Gerdes, R.; Brix, K., Chronic toxicity of lead to three freshwater invertebrates-*Brachionus calyciflorus, Chironomus tentans*, and *Lymnaea stagnalis*. *Environ. Toxicol. Chem.* **2006,** *25*, 97-104.
23. Stouthart, A. J. H. X.; Spanings, F. A. T.; Lock, R. A. C.; Wendelaar-Bonga, S. E., Effects of low water pH on lead toxicity to early life stages of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquat. Toxicol.* **1994,** *30*, (1), 137-151.

24. Munley, K. M.; Brix, K. V.; Panlilio, J.; Deforest, D. K.; Grosell, M., Growth inhibition in early life-stage tests predicts full life-cycle toxicity effects of lead in the freshwater pulmonate snail, *Lymnaea stagnalis*. *Aquatic Toxicology* **2013,** *128–129*, 60– 66.
25. Wang, N.; Ingersoll, C. G.; Ivey, C. D.; Hardesty, D. K.; May, T. W.; Augspurger, T.; Roberts, A. D.; Van Genderen, E.; Barnhart, C., Sensitivity of early life stages of freshwater mussels (Unionidae) to acute and chronic toxicity of lead, cadmium, and zinc in water. *Environmental Toxicology and Chemistry* **2010,** *29*, (9), 2053–2063.
26. Brix, K. V.; Esbaugh, A. J.; Munley, K. M.; Grosell, M., Investigations into the mechanism of lead toxicity to the freshwater pulmonate snail, *Lymnaea stagnalis*. *Aquatic Toxicology* **2012,** *106–107*, 147–156.
27. ECHA *ANNEX XV Restriction report Proposal for a restriction - Lead*; 2021.
28. Fäth, J.; Göttlein, A., Assessing the leaching behavior of different gunshot materials in natural spring waters. *Environmental Sciences Europe* **2019,** *31*, (1).
29. Fäth, J.; Feiner, M.; Beggel, S.; Geist, J.; Göttlein, A., Leaching behavior and ecotoxicological effects of different game shot materials in freshwater. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* **2018,** *419*, 24.
30. Kanstrup, N.; Fox, A. D.; Skovbjerg Balsby, T. J., Toxic lead gunshot persists accessible to waterbirds after a 33-year ban on their use. *Science of The Total Environment* **2020,** *714*.

Bijlage 1 Kamerstuk 33 118, Nr 41, vraag 77

«Vraag 77
Bij het stellen van de regels is waar mogelijk volstaan met het stellen van algemene rijksregels. Voor de potentieel minst bezwaarlijke lozingen is alleen gekozen voor de specifieke zorgplicht. Voor het aanwijzen van vergunningplichten is uitgegaan van de systematiek «algemene regels, tenzij». Hierdoor is het gedogen beëindigd van lozingen die niet vanuit uitstroomvoorzieningen plaatsvinden, zoals het gebruik van vislood of het schoonmaken van pleziervaartuigen in het water.» Betekent dit concreet dat de eigenaar van een pleziervaartuig nu verplicht een vergunning moet aanvragen voor het schoonmaken van dit vaartuig in het water waar het ligt of vaart? Hoe ziet een dergelijke vergunning er uit en in welke gevallen moet de eigenaar deze aanvragen?

Antwoord 77
Voor het afvalwater van het schoonmaken van het dek van een pleziervaartuig in een oppervlaktewaterlichaam in beheer bij het Rijk geldt de specifieke zorgplicht uit artikel 6.5, of die uit artikel 7.5 als het de Noordzee betreft. Er geldt geen vergunningplicht, want deze lozing vindt niet plaats via een uitstroomvoorziening. Net als het gebruiken van vislood is het schoonmaken van het dek van pleziervaartuigen in oppervlaktewater een voorbeeld van een lozing die in het huidige recht vergunningplichtig is, maar waarvan in de praktijk wordt gedoogd dat er geen vergunningen voor worden aangevraagd. Aan deze gedoogsituatie maakt het kabinet een einde, doordat straks een specifieke zorgplicht geldt.

Uit de specifieke zorgplicht volgt dat bij het schoonmaken van het dek van een pleziervaartuig in het oppervlaktewater onder meer alle passende preventieve maatregelen getroffen worden. Dat betekent bijvoorbeeld dat degene die deze activiteit verricht moet kiezen voor het gebruik van schoonmaakmiddelen die geen of zo weinig mogelijk schadelijke gevolgen voor het watermilieu hebben.»





Wageningen University & Research
Wetenschapswinkel
Postbus 9101
6700 HB Wageningen
T 0317 48 39 08
E wetenschapswinkel@wur.nl
wur.nl/wetenschapswinkel

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.